

**ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA**

---

**FACOLTA' DI INGEGNERIA**

**CORSO DI LAUREA IN INGEGNERIA MECCANICA**

Dipartimento di Ingegneria delle Costruzioni Meccaniche, Nucleari, aeronautiche e di  
Metallurgia

**TESI DI LAUREA**

in

Impianti meccanici L

**Metodi innovativi per la riduzione delle emissioni di ossidi di azoto  
negli impianti di combustione: la tecnologia SCR High Dust e il caso  
del Termoutilizzatore di Brescia**

CANDIDATO  
Francesco Di Francesco

RELATORE:  
Chiar.mo Prof. A. Pareschi

CORRELATORE  
Ing. L. Spadoni

Anno Accademico 2008-09

Sessione III



## **INDICE**

1. Introduzione (pag.1)
2. Introduzione al termoutilizzatore (pag.3-14)
  - 2.1. Descrizione del termo utilizzatore (pag.5-9)
  - 2.2. Caratteristiche tecniche (pag.10-14)
    - 2.2.1. Protezione ambientale (pag.10-11)
    - 2.2.2. Recupero energia (pag.12)
    - 2.2.3. Affidabilità e sicurezza (pag.12-14)
3. Controllo delle emissioni inquinanti (pag.15-18)
  - 3.1. Ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ) (pag.15-18)
4. Tecniche di riduzione delle emissioni di ossidi di azoto (pag.19-54)
  - 4.1. Misure primarie (pag.19-31)
    - 4.1.1. Basso eccesso d'aria (pag.21-22)
    - 4.1.2. Air staging (pag.22-23)
    - 4.1.3. Ricircolazione dei fumi (pag.23-24)
    - 4.1.4. Preriscaldamento dell'aria (pag.24-25)
    - 4.1.5. Fuel staging (reburning) (pag.25-29)
  - 4.2. Misure secondarie (pag.32-54)

- 4.2.1. Selective catalytic reduction (SCR) (pag.33-43)
- 4.2.2. Selective non-catalytic reduction (SNCR)  
(pag.43-48)
- 4.2.3. Aspetti legati allo stoccaggio dell'ammoniaca  
(pag.48)
- 4.2.4. Confronto tra SCR ed SNCR (pag.48-53)
- 5. Il caso particolare del termoutilizzatore di Brescia  
(pag.55-68)
  - 5.1. Sistema di depurazione fumi (pag.55-59)
  - 5.2. Sistemi per la riduzione degli NO<sub>x</sub> in uso nel termoutilizzatore (pag.59-60)
  - 5.3. Prime considerazioni sul nuovo progetto (pag.60-61)
  - 5.4. Il progetto NextGenBioWaste (pag.61-64)
  - 5.5. SCR High-Dust ed SCR Tail-End per impianti WTE  
(pag.64)
  - 5.6. SCR Tail-End (pag.64-65)
  - 5.7. SCR High-Dust (pag.66-67)
  - 5.8. Vantaggi e svantaggi (pag.68)
- 6. Progetto dimostrativo dell'SCR High-Dust di Brescia  
(pag.69-92)
  - 6.1. Obiettivo e contesto (pag.69-70)

- 6.2. Storia del progetto (pag.70-71)
- 6.3. Progettazione dell'SCR High-Dust (pag.71-72)
- 6.4. Scelte progettuali (pag.73-77)
  - 6.4.1. Scelta tra “plate” e “honeycomb” (pag.73-76)
  - 6.4.2. Caratteristiche del catalizzatore (pag.76)
    - 6.4.2.1. Composizione dei fumi (pag.76-77)
- 6.5. Risultati operativi (pag.78-92)
  - 6.5.1. Emissioni di NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub> (pag.78-79)
  - 6.5.2. Confronto delle emissioni tra le linee 1 e 2 (pag.80-82)
  - 6.5.3. Caduta di pressione (pag.82-84)
  - 6.5.4. Confronto tra il consumo di ventilazione delle linee 1 e 2 (pag.84-85)
  - 6.5.5. Disattivazione del catalizzatore (pag.86)
  - 6.5.6. Parametri fisici (pag.86-87)
  - 6.5.7. Parametri chimici (pag.87-88)
  - 6.5.8. Attività di test (pag.88-89)
  - 6.5.9. Panoramica di valutazione (pag.89-92)
- 7. Conclusioni (pag.93-94)

Bibliografia (pag.95)

APPENDICE A: grafici a risoluzione superiore  
(pag.97-102)

APPENDICE B: immagini dell'SCR HD di Brescia  
(pag.103-105)

APPENDICE C: valutazioni economiche sull'SCR  
(pag.107-108)

## **1. Introduzione**

Questo lavoro di tesi ha come principale obiettivo quello di investigare il funzionamento di una tecnologia in via di sperimentazione nell'ambito della termoutilizzazione dei rifiuti per la riduzione delle emissioni di  $\text{NO}_x$ .

La tecnologia in questione è un catalizzatore con sistema SCR (Selective Catalytic Reduction) "High Dust", posizionato cioè, lungo il percorso dei fumi, a monte dell'impianto di depurazione e depolverazione dei fumi stessi. Questa sperimentazione è condotta dall'azienda A2A di Brescia nel progetto europeo "NextGenBioWaste".

L'obiettivo della sperimentazione è verificare l'applicabilità su scala industriale e l'economicità di una tecnologia di controllo delle emissioni di  $\text{NO}_x$  che, consolidata per i grandi impianti di combustione a carbone, rappresenta invece un'innovazione nel campo del "Waste to Energy". L'interesse in tale tecnologia deriva dal fatto che essa a differenza di altre soluzioni più consolidate, ha un impatto trascurabile sull'efficienza di recupero energetico dell'impianto ed evita il ricorso a fonti energetiche fossili (non rinnovabili) nel processo di abbattimento degli ossidi di azoto.

Il compito dell'autore è stato quello di analizzare i risultati ottenuti fino a questo momento nella sperimentazione della nuova tecnologia e trarne le dovute conclusioni in relazione all'efficienza e alla convenienza economica nell'adozione di questo nuovo sistema.





## **2. Introduzione al termoutilizzatore di Brescia**

Nel 1992 il Consiglio comunale di Brescia decise di attuare una strategia di sviluppo sostenibile includendo, come parte del “Sistema Integrato per la gestione dei rifiuti di Brescia”, la costruzione di un termoutilizzatore.



**Figura 2.1 Termoutilizzatore di Brescia [11]**

Il termine “termoutilizzatore”, usato la prima volta per l’impianto di Brescia, ha lo scopo di distinguere un impianto di produzione di energia dai rifiuti (Waste to Energy) da un inceneritore che ha il solo scopo di ridurre il volume dei rifiuti.

L’impianto è composto da tre linee di combustione con un sistema di trattamento del tipo “a secco” dei fumi di combustione ed una turbina a ciclo termico a vapore che genera simultaneamente elettricità e calore. L’elettricità è immessa nella rete nazionale. Il calore alimenta la rete del

teleriscaldamento urbano della città di Brescia che serve 130.000 abitanti, con un volume totale di edifici allacciati pari a 37 milioni di metri cubi.

Le prime due linee, alimentate dai rifiuti solidi urbani sono entrate in funzione nel marzo 1998; la terza linea, alimentata da biomasse, è entrata in servizio nel marzo 2004.

In condizioni nominali, la potenza complessiva di combustione di rifiuti e biomasse è pari a 300 MW. In modalità di sola generazione elettrica, possono essere immessi nella rete oltre 80 MW di elettricità, con un'efficienza netta superiore al 27 per cento. In modalità di piena cogenerazione (massimo prelievo di vapore dalla turbina per il teleriscaldamento) l'impianto produce oltre 70 MW di elettricità e 170 MW di calore, con un rendimento netto di primo principio superiore all'80 per cento.

L'impianto tratta i rifiuti solidi urbani prodotti nella Provincia di Brescia (1,1 milioni di abitanti) e fornisce alla città (200.000 abitanti) più di un terzo del suo fabbisogno di energia elettrica e oltre la metà dell'energia termica per il teleriscaldamento.

Dopo l'entrata in esercizio dell'impianto non si ricorre più alla discarica per lo smaltimento dei rifiuti solidi urbani della provincia di Brescia.

Nel 2006 il termoutilizzatore di Brescia è stato dichiarato migliore impianto termoutilizzatore nel mondo ("Industry Award") da parte dell'Advisory Board del WTERT (Waste to Energy Research and Technology Council) presso la Columbia University di New York. Il premio è stato assegnato attenendosi ai seguenti criteri di valutazione:

- alta efficienza nel recupero di energia elettrica e termica;
- basso livello di emissioni conseguito;
- qualità nel riutilizzo e trattamento residui;

- accettazione della comunità locale;
- qualità estetica e architettonica.

All'Industry Award sono stati candidati più di venti fra i principali impianti a livello internazionale.

## 2.1. Descrizione dell'impianto

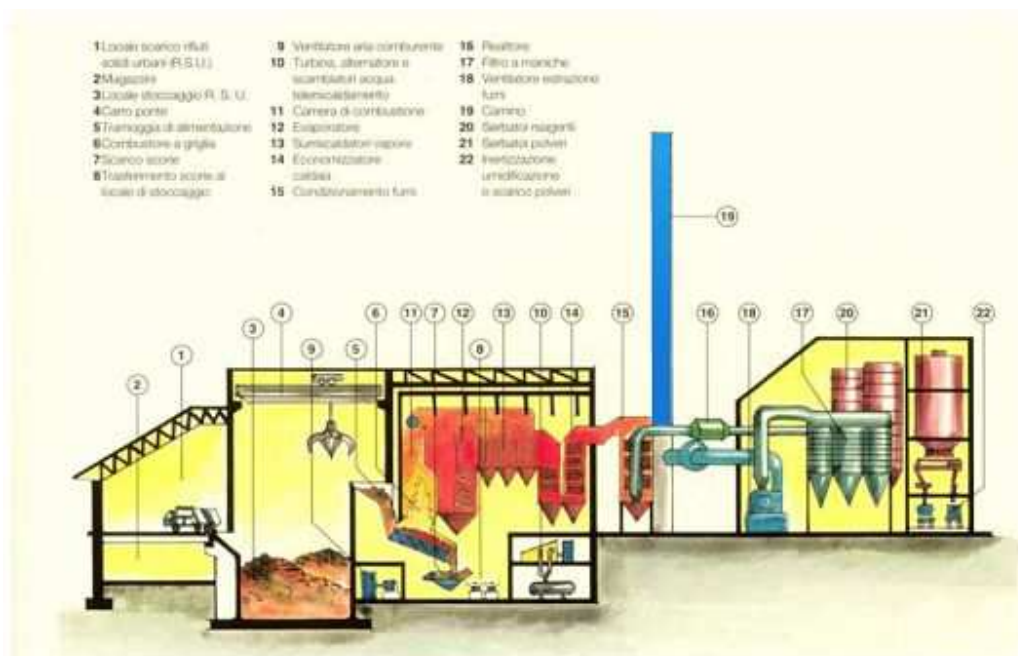


Figura 2.2 Sezione longitudinale del termoutilizzatore di Brescia [3]

Il termoutilizzatore è costituito da tre linee di combustione e un unico ciclo termico per le tre caldaie. I principali componenti dell'impianto sono visibili nella figura di sopra e sono elencati nel seguito:

- area ricezione rifiuti
- edifici di scarico
- fossa di stoccaggio rifiuti

- 3 linee di combustione:
  - griglia di combustione
  - caldaia
  - condizionamento dei fumi
  - iniezione reagenti
  - filtro a maniche
  - sili reagenti + sili prodotti di reazione
- ciclo termico
  - turbina + alternatore o scambiatore teleriscaldamento
  - evaporatore
  - condensatore
  - pompe di alimento

Al termoutilizzatore vengono conferiti i Rifiuti Solidi Urbani, i Rifiuti Speciali da attività commerciali e produttive e le “Biomasse”. Il potere calorifico dei rifiuti risulta compreso tra 1800 e 2400 kcal/kg a seconda della composizione dei rifiuti stessi.

Tutti i rifiuti conferiti dopo la pesatura e il controllo documenti degli automezzi, accedono al termoutilizzatore attraverso un apposito “portale di controllo radiometrico” situato all’ingresso; sul portale sono installati tre strumenti fissi (scintillatori plastici di ampia superficie) per il rilevamento di eventuali sorgenti radioattive. Attraverso il portale transitano tutti i carichi in arrivo ad una velocità inferiore ad 8 km/h. le modalità operative prevedono tre livelli di allarme.

In accordo alle specifiche disposizioni di legge e ricorrendo, ove richiesto alle prestazioni di un “esperto qualificato”, in caso di rilevazione di una sorgente radioattiva, le operazioni conseguenti sono finalizzate a: individuare la sorgente radioattiva, isolarla, qualificare il materiale emittente per mezzo di strumentazione portatile, mettere in sicurezza la sorgente.

Una volta terminata la procedura di conferimento dei rifiuti all'interno della fossa comune, questi vengono trasferiti nell'impianto di combustione tramite benne meccaniche provviste di carroponte.

I rifiuti vengono immessi sulla griglia di combustione, costituita da 6 corsie parallele che hanno 15 gradini in movimento per consentire una miscelazione efficace dei rifiuti e quindi la loro completa combustione. L'ossigeno necessario alla combustione dei rifiuti è quello presente nell'aria che viene appositamente dosata e immessa nella camera di combustione.

La combustione delle parti solide avviene sulla griglia, dove la temperatura della fiamma viene automaticamente regolata al valore di circa 1100°C, così da eliminare gli inquinanti organici presenti nei rifiuti e, nel contempo, ridurre la formazione di ossidi di azoto e monossido di carbonio.

La combustione del gas originato dalla griglia viene completata nella zona sovrastante, nella cosiddetta fase di postcombustione. In questa fase viene anche immessa e vaporizzata un'opportuna miscela di acqua e ammoniaca allo scopo di ridurre gli ossidi di azoto. Dallo stadio “combustore” si hanno due prodotti: i fumi caldi che entrano nella caldaia per la generazione di vapore e le scorie (o ceneri di fondo) che si raccolgono in fondo alla griglia.

Le scorie contengono rottami di ferro di varie dimensioni che vengono separati tramite un'elettrocalamita per poi essere riutilizzati in fonderia. La restante parte delle scorie è materiale inerte riutilizzabile, finora

soprattutto come sostitutivo della ghiaia vergine necessaria per coprire i rifiuti in discarica.

All'interno della caldaia i fumi caldi provenienti dal combustore entrano in contatto con i tubi dell'acqua e del vapore, ai quali cedono calore. L'acqua in pressione si scalda e, nell'evaporatore, bolle e diventa vapore saturo che viene infine surriscaldato. L'acqua entra in caldaia, alla pressione di 80 bar e ad una temperatura intorno a 130°C. Il vapore esce dalla caldaia ad una pressione di 72 bar e ad una temperatura di circa 460°C.

I fumi in uscita dalla caldaia giungono all'impianto di trattamento fumi. Ad essi vengono aggiunti calce idrata e carboni attivi. La calce idrata si combina con le sostanze nocive che si trovano allo stato gassoso, in particolare l'acido cloridrico e fluoridrico e l'anidride solforosa e solforica, per formare Sali di calcio che precipitano in fase solida diventando polveri poi trattenute dal filtro. I carboni attivi assorbono i microinquinanti residui (tra cui metalli pesanti, diossine e furani) incorporandoli nelle polveri.

I fumi attraversano quindi i filtri a maniche. Le "maniche" sono costituite da feltri di speciali fibre sintetiche; ciascuna manica è lunga 7 metri ed ha un diametro di 13 centimetri. Ciascuna linea del termoutilizzatore ha un filtro composto da circa 2000 maniche. I fumi aspirati dalla caldaia attraversano le maniche dall'esterno verso l'interno a bassa velocità (meno di 1 metro al minuto), il feltro delle maniche trattiene le polveri e con esse le sostanze assorbite. I fumi escono depurati dalle maniche e vengono convogliati all'esterno.

Lo strato di polveri che si forma sull'esterno delle maniche viene periodicamente "scrollato" meccanicamente mediante impulsi di aria compressa.

Le polveri trattenute dai filtri vengono raccolte nelle tramogge poste sul fondo del filtro e poi periodicamente convogliate ai sili di stoccaggio.

Tali polveri sono classificate tra i rifiuti pericolosi in quanto in esse si trovano concentrate le sostanze nocive presenti nei rifiuti trattati dal termoutilizzatore e non eliminabili dalla combustione. Per garantire la massima sicurezza, le polveri vengono anche adeguatamente trattate in un processo di inertizzazione, in grado di formare un prodotto stabile e successivamente smaltite in conformità alle specifiche normative.

I fumi depurati fuoriescono dal camino ad un'altezza di 120 metri. Nel camino, a varie quote, vi sono sofisticate apparecchiature di monitoraggio che misurano in continuo le concentrazioni dei seguenti componenti:

- Ossigeno ( $O_2$ )
- Monossido di carbonio (CO)
- Biossido di zolfo ( $SO_2$ )
- Ossido di azoto ( $NO_x$ )
- Acido cloridrico (HCl)
- Polveri (PTS)
- Carbonio organico totale (COT)

I principali strumenti di misura sono installati in doppio allo scopo di disporre comunque di continuità di misurazione anche in caso di avaria di una di esse.

Alcune delle misure effettuate non servono solo al controllo delle emissioni per il rispetto dei limiti di legge, ma consentono anche di regolare in modo automatico il dosaggio degli additivi (calce idrata, carboni attivi, ammoniaca) per ottimizzare la depurazione dei fumi.

## 2.2. Caratteristiche tecniche

Il termoutilizzatore di Brescia è stato specificamente progettato per ottenere elevati standard di protezione ambientale, recupero di energia, sicurezza e affidabilità.

### 2.2.1. Protezione ambientale

- Tutte le aree che possono generare odori molesti (vasca di stoccaggio rifiuti, area di scarico, eccetera) sono tenute in depressione. Nessun odore è percepibile, anche a pochi metri dall'edificio.
- E' presente un sistema avanzato di combustione per minimizzare la frazione incombusta e la formazione di  $\text{NO}_x$ : un sistema completamente automatico, guidato da due telecamere a raggi infrarossi installate sulla sommità della camera di combustione (che misurano in ogni istante la temperatura in centinaia di punti del letto di combustione), controlla l'alimentazione dei rifiuti, il movimento della griglia e la portata dell'aria di combustione;



Figura 2.3 Vista d'insieme dei trenta settori della griglia [11]



si ha infatti un controllo automatico dell'aria di combustione che viene alimentata indipendentemente attraverso ciascuno dei 30 compartimenti sotto la griglia; inoltre è previsto un ricircolo dei fumi in camera di combustione per ridurre la formazione di ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ).

- La depurazione dei gas di combustione avviene con un sistema completamente a secco con calce idrata (a basso dosaggio stechiometrico) e carboni attivi.
- La temperatura dei gas di combustione a monte della depurazione (che influisce sull'efficienza dell'abbattimento dei gas acidi) è controllata automaticamente, con l'accuratezza di  $1^\circ\text{C}$ , per ottimizzare il consumo di reagente.
- E' installato un filtro a maniche ad elevata efficienza (emissione  $<0,5 \text{ mg/Nm}^3$ ) con 6 sezioni indipendenti; gli elementi filtranti di ogni sezione possono essere ispezionati e sostituiti mantenendo gli altri 5 in esercizio.
- I sili e i sistemi di iniezione dei reagenti sono completamente ridondanti.
- Si ha un sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni con analizzatori avanzati e ridondanti.
- La qualità dei gas di combustione è monitorata anche a monte della depurazione, in modo da controllare la qualità dei rifiuti trattati e ottimizzare la depurazione dei gas con un controllo "feed forward".
- Vi sono bassi consumi di acqua, senza effluenti liquidi dalla depurazione dei gas.
- Tutti i componenti sono a basse emissioni sonore (75 dBA) e isolati acusticamente.

### **2.2.2. Recupero energia**

- La combustione è effettuata con bassi eccessi di aria (la concentrazione di ossigeno nei gas di combustione è del 4 – 7 per cento).
- Il calore è recuperato dai gas di combustione, raffreddandoli fino a una temperatura minima di 130 °C, ed è trasferito totalmente al ciclo vapore ad alta pressione (la temperatura minima effettiva dei gas di combustione è controllata per massimizzare l'efficienza dell'abbattimento dei gas acidi con calce idrata).
- Si ha un basso consumo energetico degli ausiliari, mediamente pari a circa il 10% della produzione lorda di energia elettrica. Il risultato è ottenuto sia con una specifica progettazione del processo, sia adottando apparecchiature ad elevata efficienza (ad esempio motori azionati a frequenza variabile).
- Il ciclo termodinamico è ad elevata efficienza con vapore a 72 bar, 460 °C, condensazione del vapore esausto a 0,09 bar, 3 scambiatori rigenerativi per ogni linea per preriscaldare l'acqua di alimento.
- Nell'esercizio in cogenerazione, il vapore a bassa pressione che fornisce calore al teleriscaldamento viene spillato a diverse pressioni per massimizzare l'efficienza energetica complessiva.

### **2.2.3. Affidabilità e sicurezza**

- Le tecnologie sono consolidate e di alta qualità e tutti i componenti sono certificati.
- Per i sistemi più critici i componenti sono ridondanti, ad esempio sistema di dosaggio reagenti per la depurazione dei gas, elementi filtranti dei gas, sistema DCS, analisi dei gas.

- Sono previsti sistemi avanzati di monitoraggio e automazione: oltre 20.000 parametri misurati e trasmessi alla sala controllo principale.



Figura 2.4 Sala controllo [11]

- Il sistema di controllo è distribuito su tre livelli gerarchici. I livelli più bassi possono operare anche in caso di guasto del livello superiore.
- La maggior parte delle misure di processo sono in doppio e vengono trasmesse al sistema di controllo con linee indipendenti.
- Oltre 8.000 ore di esercizio per anno.

Nella tabella di seguito sono riportati i principali parametri di funzionamento del termo utilizzatore.

Capacità di combustione	300	MW <sub>th</sub>
Potenza elettrica netta (esercizio in sola generazione elettrica)	>80	MW <sub>el</sub>
Rendimento elettrico netto (esercizio in sola generazione elettrica)	>27%	
Potenza elettrica netta (esercizio in cogenerazione)	70	MW <sub>el</sub>
Potenza termica al teleriscaldamento (in cogenerazione)	170	MW <sub>th</sub>
Rendimento complessivo netto (in cogenerazione)	>80%	
Volume della vasca di stoccaggio	30,000	m <sup>3</sup>
Valori permessi dei poteri calorifici inferiori	6,280-13,816 (linee 1 e 2) 6,280-14,654 (linea 3)	MJ/kg
Griglia di combustione: tipo/numero di gradini	Griglia a spinta inversa/15	
Area della griglia di combustione (ciascuna unità)	103	m <sup>2</sup>
Temperatura di combustione	>1100	°C
Pressione del vapore surriscaldato	72	bar
Temperatura del vapore surriscaldato	460	°C
Pressione di condensazione	0.090	bar
Teleriscaldamento p / T nominali	16 bar / 130°C	
Area di filtrazione delle maniche	5000 (linee 1 e 2) 5600 (linea 3)	
Eliminazione NOx	Tipo SNCR, iniezione di soluzione ammoniacale in 2 livelli	
Temperatura dei gas all'iniezione di NH <sub>3</sub>	850 - 950	°C

**Tabella 2.1 Principali parametri di funzionamento del termovalorizzatore [8]**

### **3. Controllo delle emissioni inquinanti**

Attualmente per quanto riguarda gli impianti di termoutilizzazione dei rifiuti come ad esempio quello di Brescia, ed in particolare per quanto concerne la conoscenza delle principali emissioni inquinanti e delle tecniche di prevenzione alle stesse, vi è una fase di continuo sviluppo e sperimentazione. Questo sviluppo è strettamente legato alle tecniche di prevenzione e riduzione delle emissioni inquinanti già largamente avviato nel campo dei grossi impianti di combustione. Molte tecniche che sono già state ampiamente accettate per gli impianti a carbone, infatti, sono oggi in via di sperimentazione nel campo dell'incenerimento dei rifiuti.

In seguito alla combustione di combustibili fossili le principali sostanze inquinanti che si formano sono: gli  $\text{SO}_2$ , gli  $\text{NO}_x$ , il CO, il particolato ed i gas effetto serra, come la  $\text{CO}_2$ . Altre sostanze quali i metalli pesanti, acido fluoridrico, composti alogenuri, idrocarburi incombusti, composti non metanici organici volatili (NMVOCs) e diossina sono emessi in quantità inferiori ma possono avere un'influenza significativa sull'ambiente a causa della loro tossicità e persistenza. Inoltre si hanno emissioni di polveri che possono includere anche emissioni di particolato di diametro inferiore a  $10\mu\text{m}$ , chiamate  $\text{PM}_{10}$ .

#### **3.1. Ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ )**

Le emissioni di ossidi di azoto sono oggetto di un ampio studio di ricerca e sperimentazione per quanto riguarda le tecniche che possono andare a ridurre la quantità. In particolare anche il presente lavoro di tesi ha come obiettivo quello di validare una tecnica innovativa atta a ridurre le emissioni di questo tipo di inquinante nel campo dell'incenerimento dei rifiuti.

I principali ossidi di azoto emessi durante la combustione di combustibili fossili ma anche in seguito al processo di combustione dei rifiuti sono il monossido di azoto (NO), il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), e il protossido di azoto (N<sub>2</sub>O). I primi due appartengono alla classe conosciuta con il nome di NO<sub>x</sub>, la quale ricopre più del 90% degli NO emessi nei principali tipi di grandi impianti di combustione.

La formazione degli NO<sub>x</sub> è governata da tre meccanismi essenziali, caratterizzati dall'origine dell'azoto e dall'ambiente in cui la reazione avviene:

- thermal NO<sub>x</sub> risultante dalla reazione tra l'ossigeno e l'azoto presenti nell'aria durante la combustione. Questa reazione ha luogo in maniera significativa soltanto per temperature superiori ai 1300°C. Il grado di reazione infatti cresce esponenzialmente al crescere della temperatura ed è direttamente proporzionale al contenuto di ossigeno.
- fuel NO<sub>x</sub> formato a partire dall'azoto contenuto nel combustibile che viene ossidato.
- prompt NO<sub>x</sub> formato dalla conversione dell'azoto molecolare del fronte di fiamma alla presenza di composti di idrocarburi intermedi. Questo tipo di meccanismo di formazione risulta poco diffuso nelle applicazioni di incenerimento rifiuti.

La quantità di NO<sub>x</sub> derivante dal meccanismo prompt NO<sub>x</sub>, infatti, è molto inferiore rispetto a quella generata dagli altri processi di reazione in qualunque tipo di applicazione.

La formazione di thermal NO<sub>x</sub>, come già detto, dipende fortemente dalla temperatura. Quando la combustione può essere raggiunta con temperature inferiori a 1000°C, le emissioni di NO<sub>x</sub> sono significativamente inferiori. Quando il picco di temperatura è inferiore a 1000°C, inoltre, la formazione di NO<sub>x</sub> dipende fortemente dall'azoto

combustibile. Il processo di formazione del thermal  $\text{NO}_x$ , infatti, è la via principale mediante la quale sono generati gli  $\text{NO}_x$  in installazioni che utilizzano combustibili gassosi o liquidi.

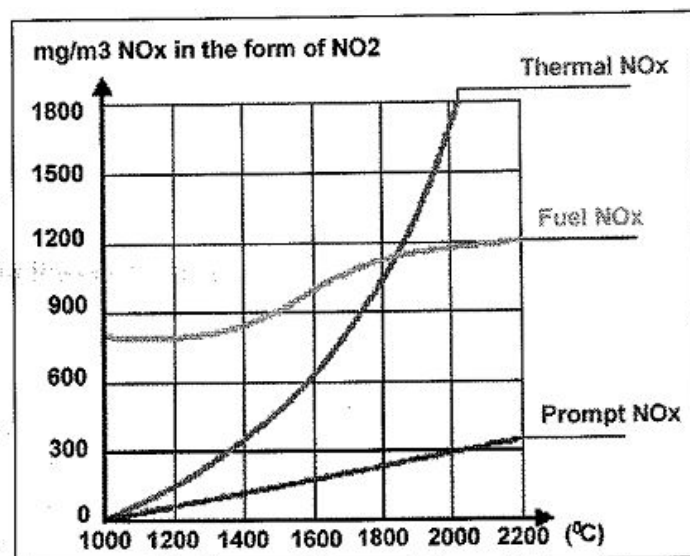


Figura 3.1 Formazione di  $\text{NO}_x$  in funzione della temperatura [1]

La formazione di fuel  $\text{NO}_x$  dipende dal contenuto di azoto nel combustibile e dalla concentrazione di ossigeno nella reazione media. La quantità di fuel  $\text{NO}_x$  prodotta è preponderante in installazioni che usano carbone e olio combustibile pesante, poiché questi hanno un più alto contenuto di azoto nella loro struttura rispetto ad altri tipi di combustibile. Il contenuto medio di azoto generalmente trovato nei diversi tipi di combustibile è dato nella tabella di seguito:

Fuel	Fuel bound nitrogen (weight %, dry, ash-free basis)
Coal	0.5 – 2
Biomass (wood)	<0.5
Peat	1.5 – 2.5
Fuel oil	<1.0
Natural gas	0.0
Derived gases	0.1 – 1 (>>1 chemistry sources)

Tabella 3.1 Contenuto medio di azoto nei diversi combustibili [1]

Il tipo di processo di combustione utilizzato influenza anche la quantità di ossidi di azoto emessa. Nel caso del carbone, ad esempio:

- Le emissioni di  $\text{NO}_x$  sono inferiori con una caldaia a grata mobile grazie alla relativamente bassa temperatura di combustione ed alla combustione progressiva all'avanzare sulla grata.
- Le emissioni sono maggiori nelle caldaie a carbone polverizzato, variabili in funzione del tipo di bruciatore e del disegno della camera di combustione.
- Le emissioni di  $\text{NO}_x$  nella caldaia a letto fluido sono inferiori rispetto a quelle prodotte in una caldaia convenzionale, ma le emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  sono maggiori.



#### **4. Tecniche di riduzione delle emissioni di ossidi di azoto**

Nel seguito saranno elencate e brevemente descritte le principali tecniche di riduzione delle emissioni di azoto sia per quanto riguarda i grandi impianti di combustione che per gli impianti di termoutilizzazione dei rifiuti.

Le tecniche di riduzione degli ossidi di azoto sono divise in misure primarie e secondarie. Le misure primarie sono state sviluppate per controllare la formazione degli  $\text{NO}_x$  e/o la loro riduzione nella caldaia, mentre le misure secondarie sono tecniche end-of-pipe per ridurre le emissioni di  $\text{NO}_x$ .

Nel campo dei termoutilizzatori la sperimentazione sia delle misure primarie che secondarie per la riduzione delle emissioni di  $\text{NO}_x$  non è in uno stato così avanzato come per i grandi impianti di combustione. Molte tecniche di riduzione delle emissioni inquinanti che sono già ampiamente riconosciute per gli impianti di combustione sono ancora in via di sperimentazione e validazione nel campo dei termoutilizzatori. Una tra queste è appunto l'“high dust” SCR, sistema in sperimentazione nel termoutilizzatore del comune di Brescia ed oggetto di studio in questo lavoro di tesi.

##### **4.1. Misure primarie**

Esiste un'ampia varietà di misure primarie di riduzione di emissioni (modifiche della combustione) per sopprimere la formazione di ossidi di azoto nelle installazioni di combustione. Tutte queste misure sono atte a modificare operazioni o parametri di disegno di impianti a combustione in modo tale che la formazione di ossidi di azoto sia ridotta oppure che gli ossidi di azoto già formati siano convertiti dentro la caldaia.

La produzione di  $\text{NO}_x$ , in linea generale, può essere ridotta utilizzando misure di controllo del forno le quali:

- prevengono l'apporto eccessivo di aria (ad esempio, prevenzione della fornitura addizionale di azoto)
- prevengono l'utilizzo non necessario di elevate temperature nel forno (inclusi gli "hot spots" locali)

Nella tabella sottostante sono sintetizzate tutte le principali misure primarie.

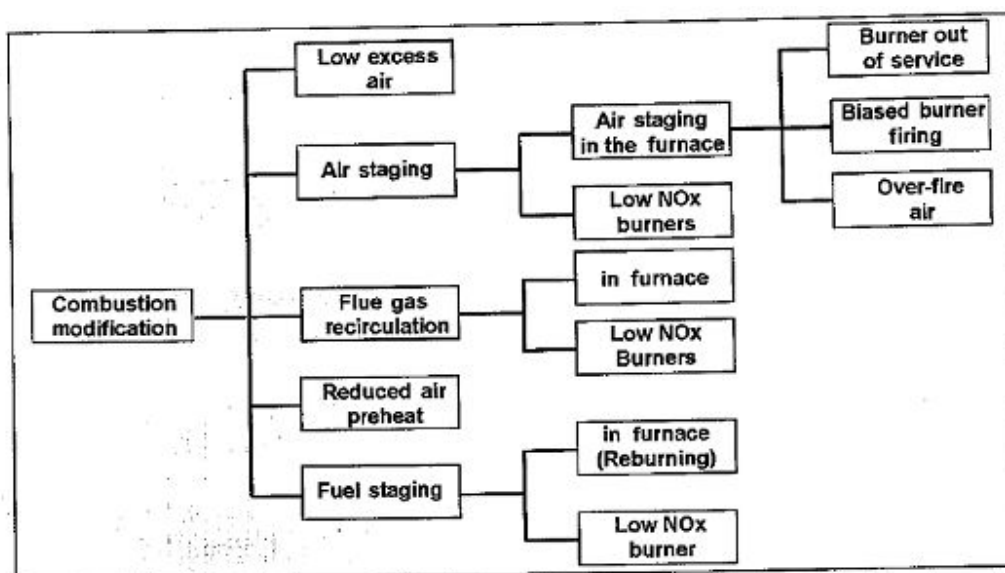


Figura 4.1 Sintesi di tutte le misure primarie [1]

Quando vengono adottate queste misure primarie è importante evitare impatti negativi sul funzionamento della caldaia e formazione di altri inquinanti. Quindi dovrebbero essere tenuti in considerazione i seguenti criteri operativi:

- sicurezza operativa
- affidabilità operativa (per prevenire corrosione, erosione, etc.)
- capacità di bruciare una vasta gamma di combustibili

- combustione completa (secondo il decreto legge 133/2005 è fissato un limite di 3% di C nelle ceneri di fondo caldaia)
- minima emissione possibile di inquinanti (evitare la formazione di altri inquinanti come particelle di materia organica (POM) oppure  $N_2O$ )
- minimo impatto negativo sui dispositivi di depurazione del flusso gassoso.
- Bassi costi di manutenzione

Nel seguito è riportata una breve descrizione delle principali misure primarie utilizzate solitamente nei grandi impianti di combustione e nei termoutilizzatori per ridurre la produzione di  $NO_x$ .

#### 4.1.1. **Basso eccesso d'aria**

La combustione con basso eccesso d'aria è una misura operativa abbastanza semplice e facile da implementare per la riduzione delle emissioni di ossidi di azoto. Riducendo il quantitativo di ossigeno disponibile nella zona di combustione fino al quantitativo minimo necessario per una combustione completa si perviene ad una riduzione della formazione di thermal  $NO_x$ . Tramite questa tecnica è possibile ottenere una considerevole riduzione delle emissioni in maniera particolare nel caso dei vecchi impianti. In generale, i nuovi impianti sono provvisti di misure e sistemi di controllo aggiuntivi che permettono l'ottimizzazione dell'apporto di aria.

Non è richiesta energia addizionale per l'implementazione di un basso eccesso d'aria e, se utilizzato in maniera appropriata, non si dovrebbero verificare riduzioni di disponibilità per la centrale elettrica. Allo stesso tempo però, al ridursi del livello di ossigeno corrisponde una combustione incompleta ed un incremento del livello di carbonio

incombusto nelle ceneri di fondo caldaia. Inoltre, la temperatura del vapore potrebbe ridursi. La riduzione fino a bassissime quantità dell'ossigeno nella zona primaria può anche portare ad alti valori di monossido di carbonio. Il risultato di questi cambiamenti può scaturire in una riduzione dell'efficienza di caldaia, in fenomeni corrosivi ed in un impatto globale sulle prestazioni di caldaia.

#### 4.1.2. **Air staging**

La riduzione degli  $\text{NO}_x$  attraverso l' "air staging" è basata sulla creazione di due zone di combustione separate, una zona di combustione primaria con carenza di ossigeno ed una zona di combustione secondaria con eccesso di ossigeno al fine di assicurare una completa combustione. Questa tecnica riduce la quantità di ossigeno disponibile nella zona di combustione primaria. Le condizioni sub-stechiometriche nella zona primaria inibiscono la conversione dell'azoto legato al combustibile in  $\text{NO}_x$ . Anche la formazione di thermal  $\text{NO}_x$  è ridotta ad una certa misura grazie ad un minor picco di temperatura. Nella zona secondaria, al di sopra della zona di combustione, è iniettato il 10-30% dell'aria comburente. La combustione è quindi completata attraverso questo incremento di volume di fiamma. La relativamente bassa temperatura nel secondo passaggio limita la produzione di thermal  $\text{NO}_x$ .

Questo tipo di tecniche richiedono un'efficace miscelazione gas/aria nella zona secondaria per poter mantenere il quantitativo di CO (ed altri prodotti della combustione incompleta) a bassi livelli.

L' "air staging" non porta ad un incremento del consumo di energia nell'impianto di combustione ed inoltre non ha alcun effetto avverso alla disponibilità operativa se viene applicato in maniera appropriata.

Vi sono due grossi inconvenienti nell'utilizzo della tecnica "air staging" per rimuovere gli  $\text{NO}_x$ . Il primo riguarda la significativa quantità di CO

che potrebbe formarsi se gli ugelli per l'aria non fossero ben allocati. Un altro effetto negativo potrebbe essere dato dall'incremento di carbonio nelle ceneri di fondo.

L'utilizzo della ripartizione dell'aria in primaria e secondaria, per evitare irregolari gradienti termici e conseguenti zone ad elevata temperatura (elevate emissioni di  $\text{NO}_x$ ), è molto diffuso anche nei termoutilizzatori.

In generale questa tecnica facilita il raggiungimento di una buona miscelazione dei gas e di un efficiente controllo della temperatura, con conseguente miglioramento del controllo delle emissioni.

#### **4.1.3. Ricircolazione dei fumi**

La ricircolazione dei fumi porta ad una riduzione dell'ossigeno disponibile nella zona di combustione e quindi ad una riduzione della temperatura di fiamma, portando ad una contemporanea riduzione della conversione dell'azoto presente nel combustibile e della formazione di thermal  $\text{NO}_x$ . E' stato provato che la ricircolazione dei fumi all'interno dell'aria di combustione è un ottimo metodo per l'abbattimento degli  $\text{NO}_x$  nei sistemi di combustione ad alta temperatura, come le caldaie con ceneri liquide e le installazioni a olio o gas combustibili. Nella figura di sotto è visibile uno schema di questa tecnica.

Come si può notare dalla figura, una parte dei fumi (20-30% per temperature di circa 350-400°C) viene separato dal flusso principale dei fumi a valle del preriscaldatore d'aria, solitamente dopo che il particolato è stato rimosso, e in seguito riciclato nella caldaia. I fumi riciclati possono essere miscelati con l'aria di combustione nel bruciatore o tramite "staging air". Per questo sono richiesti speciali bruciatori disegnati appositamente per operare con fumi riciclati. Se si opera con un'eccessiva quantità di fumi riciclati si va incontro a possibili limiti operativi, come ad esempio problemi di corrosione quando il

combustibile contiene zolfo, perdite di efficienza dovuta ad incrementi di temperatura nei fumi al camino, incremento del consumo energetico per via dei ventilatori. Pertanto, gli operatori solitamente tendono a limitare la quantità di ricircolo dei fumi (30% circa) e compensare le maggiori emissioni di  $\text{NO}_x$  mediante avanzati bruciatori a basso  $\text{NO}_x$ .

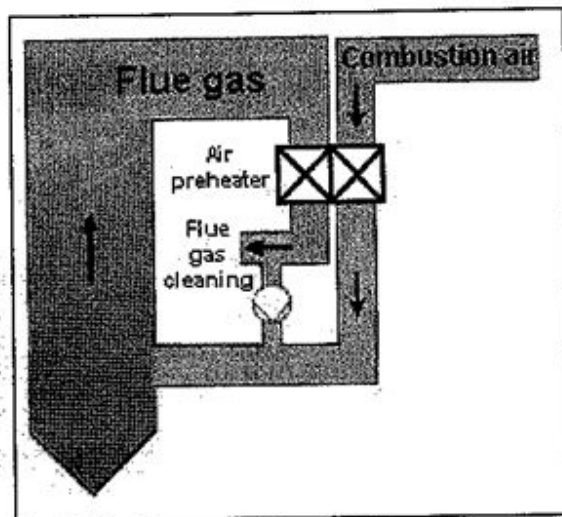


Figura 4.2 Schema della ricircolazione dei fumi [1]

#### 4.1.4. Preriscaldamento dell'aria

Il preriscaldamento dell'aria di combustione ha un impatto significativo sulla formazione degli  $\text{NO}_x$  in modo particolare per i sistemi di combustione a gas e a olio. Per questi combustibili la gran parte degli  $\text{NO}_x$  è generata tramite il meccanismo di thermal  $\text{NO}_x$ , il quale dipende dalla temperatura di combustione. La riduzione della temperatura di preriscaldamento dell'aria risulta in una temperatura di fiamma inferiore nella zona di combustione. Di conseguenza si formerà una minore quantità di thermal  $\text{NO}_x$ . Ci sono due difetti principali di questa tecnologia. Primo, in diversi tipi di caldaie, ad esempio quelle a carbone, sono richieste alte temperature di combustione e di conseguenza sono essenziali alte temperature di preriscaldamento dell'aria per il corretto

funzionamento dell'impianto. Secondo, un abbassamento della temperatura di preriscaldamento dell'aria porta a maggiore consumo di combustibile, in quanto una maggiore porzione di energia termica contenuta nei fumi non può essere utilizzata e finisce per lasciare l'impianto attraverso il camino. Ciò può essere controbilanciato utilizzando dei metodi di conservazione dell'energia, come aumentando le dimensioni dell'economizzatore.

#### 4.1.5. Fuel staging (reburning)

Questa tecnica consiste nella creazione di diverse zone nella fornace attraverso un'iniezione a più stadi di combustibile ed aria. Lo scopo è quello di riottenere azoto a partire dagli ossidi di azoto che si sono già formati. Come visibile dalla figura seguente la combustione può essere divisa in tre zone.

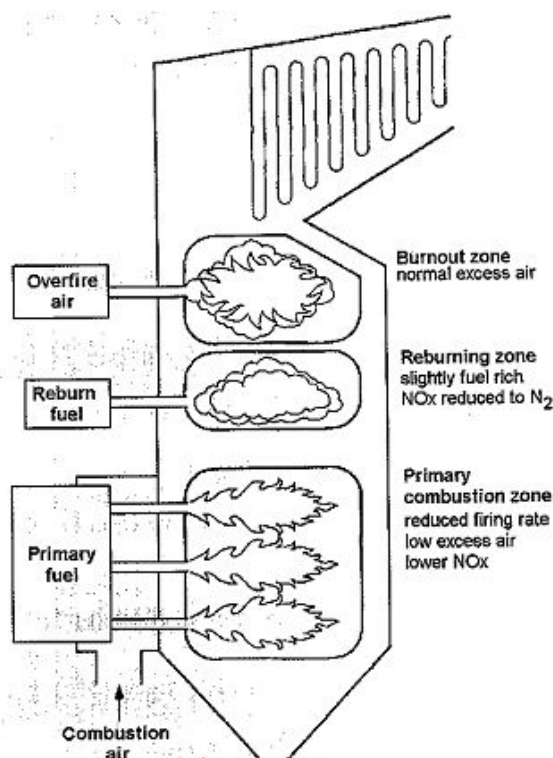


Figura 4.3 Divisione della combustione in tre zone [1]

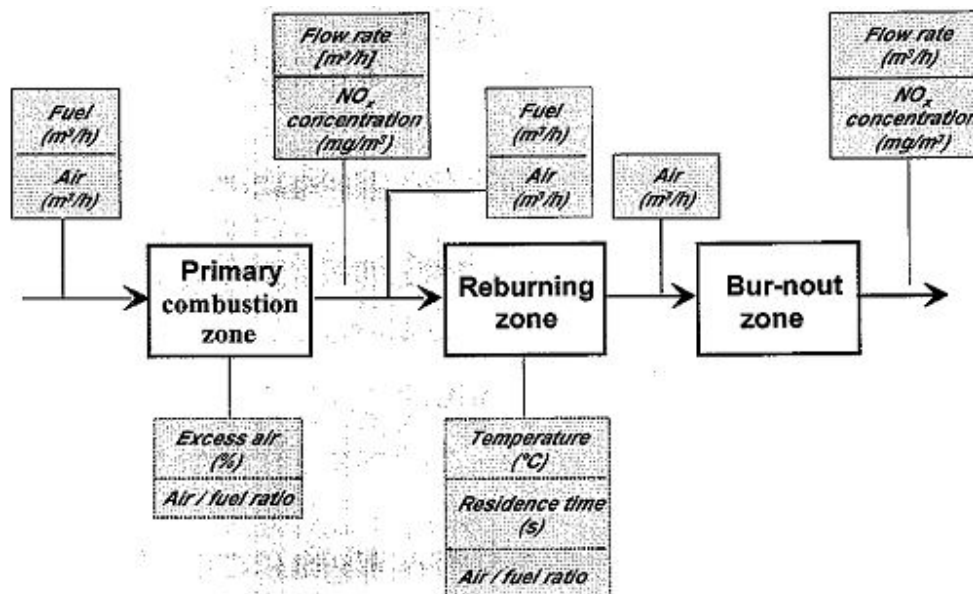


Figura 4.4 Schema riassuntivo delle tre zone di combustione [1]

Questa tecnica quindi prevede la combustione in tre zone distinte:

- nella zona di combustione primaria (che dovrebbe essere equipaggiata di misure primarie), l'80-85% del combustibile è bruciato all'interno di un'atmosfera ossidante o leggermente riducente. Questa zona primaria è necessaria per evitare il trasferimento dell'ossigeno in eccesso nella zona di reburning, il quale altrimenti potrebbe favorire possibili formazioni di  $NO_x$ .
- Nella seconda zona di combustione (spesso chiamata "reburning zone") viene iniettato combustibile secondario in un'atmosfera riducente. Vengono prodotti radicali idrocarburi, mediante la reazione con gli ossidi di azoto già formati nella zona primaria; sono generati allo stesso modo altri composti volatili di azoto indesiderati.
- Nella terza zona, la combustione viene finalmente completata attraverso l'aggiunta d'aria nella zona terminale.



Diversi combustibili possono essere utilizzati come combustibili di “reburning” (carbone polverizzato, olio combustibile, gas naturale, etc.), ma il gas naturale è generalmente il più utilizzato poichè non introduce altri inquinanti. La figura seguente mostra i vantaggi del gas naturale rispetto al carbone e al gasolio. Quando viene utilizzato il carbone e il gasolio, l’azoto è presente nel combustibile di “reburning” in una certa quantità, portando inevitabilmente ad una formazione di  $\text{NO}_x$  nella zona di “burnout”. Questo inconveniente viene evitato con l’utilizzo del gas naturale.

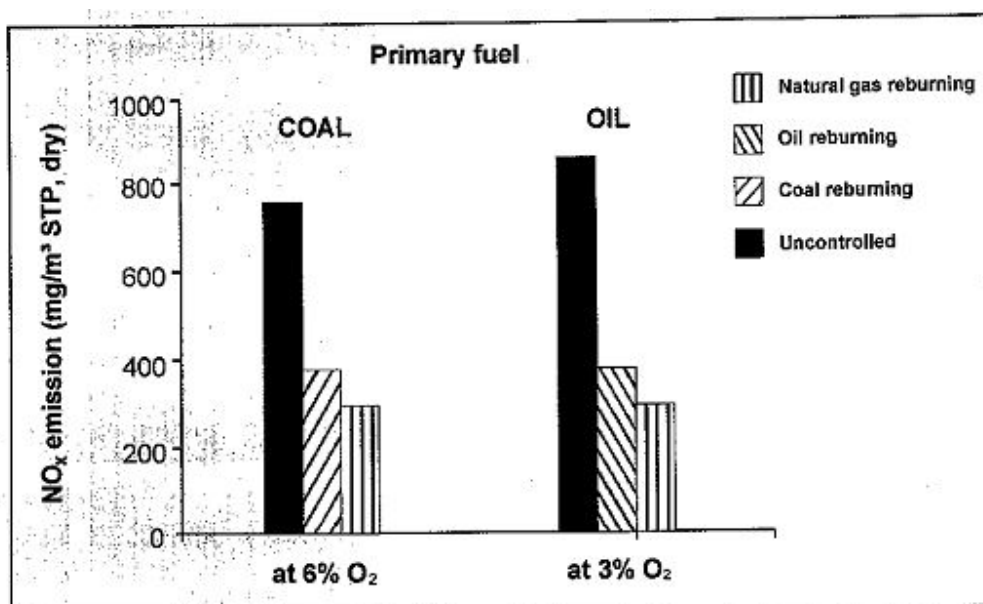


Figura 4.5 Confronto delle emissioni per tre diversi combustibili [1]

Il livello di efficienza di questa tecnica dipende da diversi parametri, inclusi:

- temperatura: per ottenere bassi valori di  $\text{NO}_x$ , la temperatura nella zona di “reburning” deve essere la più alta possibile (1200°C). La figura nel seguito dà l’andamento del livello di denitrificazione in funzione del livello di reburning a diverse temperature.

- tempo di permanenza: aumentando il tempo di permanenza nella zona di reburning si favorisce la riduzione degli  $\text{NO}_x$ . Il tempo ottimale va da 0.4 a 1.5 s.
- livello di aerazione nella zona di reburning: lo stechiometrico dovrebbe essere nell'intervallo  $\lambda = 0.7 - 0.9$ .
- tipo di combustibile
- qualità della miscela tra combustibile aggiunto e fumi generati nella zona di combustione primaria
- eccesso di aria nella zona di combustione primaria: lo stechiometrico è approssimativamente  $\lambda = 1.1$

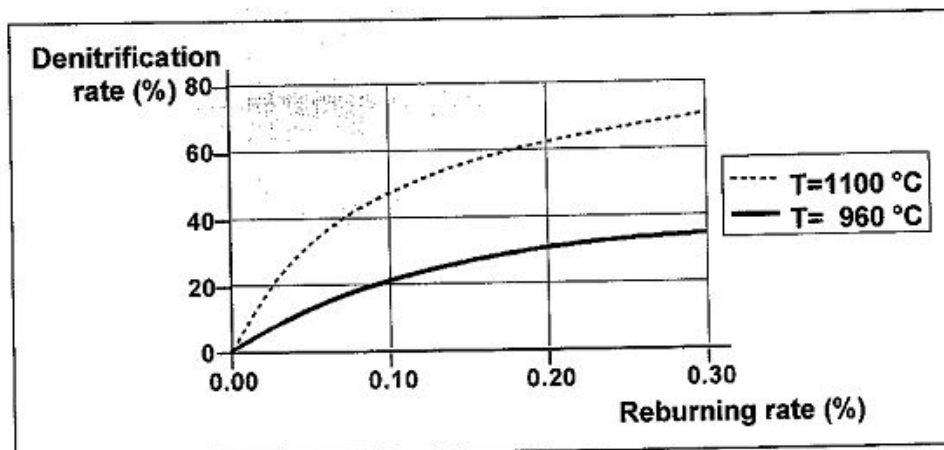


Figura 4.6 Andamento della denitrificazione in funzione del rateo di reburning [1]

In linea di principio, la tecnica di “reburning” può essere implementata su tutti i tipi di caldaie alimentate a combustibili fossili in combinazione con tecniche di combustione a bassi  $\text{NO}_x$  (per il combustibile primario) e potrebbe essere utilizzata anche nei termoutilizzatori.

In particolare, nel campo dei termoutilizzatori viene utilizzata anche una tecnica simile chiamata Methane de- $\text{NO}_x$ . Questa tecnica prevede l’iniezione di gas naturali direttamente nella zona di combustione primaria per inibire la formazione degli  $\text{NO}_x$ .

La tecnica di “reburning”, molto interessante per le nuove caldaie, richiede volumi della camera di grosse dimensioni nel caso debbano essere evitate grosse quantità di carbonio incombusto. Pertanto, questa tecnica è meno appropriata per installazioni da adattare per via dei vincoli di spazio che con ogni probabilità si hanno negli impianti già esistenti. Il “reburning” è già stato utilizzato nelle grandi centrali elettriche negli Stati Uniti, in Giappone, Olanda, Germania, Italia e nel Regno Unito. In Italia il “reburning” (con olio come agente di riduzione) è stato implementato con successo in molte grandi unità a petrolio.

Come menzionato in precedenza, i maggiori problemi sono causati dalla combustione incompleta. Questa misura meglio si adatta a caldaie che hanno tempi di permanenza abbastanza lunghi e dove il corretto “reburning” è disponibile ad un prezzo ragionevole. E’ stato provato che il gas naturale è il miglior combustibile di “reburning”, soprattutto perché è facilmente infiammabile non contiene zolfo e non produce polveri.

Il costo del “reburning” dipende dalla struttura della caldaia e dal combustibile utilizzato. L’utilizzo di combustibili ausiliari, come il gas naturale, maggiore i costi, ma d’altra parte rilascia calore al processo e può, pertanto, essere considerato un combustibile utilizzabile. Quindi il calcolo dovrebbe essere fatto per l’intera economia della centrale comprese eventuali modifiche.

Nelle due tabelle di sotto sono elencate le prestazioni generali delle maggiori misure primarie per la riduzione degli  $\text{NO}_x$ .

Primary measure	General NO <sub>x</sub> reduction rate*	General applicability	Applicability limitations	Remarks
Low excess air	10 – 44 %	All fuels	<ul style="list-style-type: none"> <li>incomplete burnout</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>NO<sub>x</sub> reduction strongly depends on the emission level of the uncontrolled plant</li> <li>it might be necessary to seal the furnace, the mills and the air preheater in order to allow application of low excess air firing.</li> <li>problems may arise maintaining the fuel input, because the same amount of thermal energy has to be supplied to the furnace with fewer operating burners.</li> </ul>
Air staging in the furnace	Burner out of service (BOOS)	Generally restricted to gas and oil fired plants for retrofit only	Incomplete burnout (and thus high CO and unburned carbon levels) is valid for 'BOOS', 'BBS' and 'OFA'	
	Biased burner firing (BBF)	All fuels for retrofit only		
	Overfire air (OFA)	All fuels		
Flue-gas recirculation	20 – 50 %  <20 % for coal-fired boilers and from 30 – 50 % for gas-fired plants combined with overfire air	All fuels	<ul style="list-style-type: none"> <li>flame instability</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>retrofitting an existing boiler with flue-gas recirculation presents some adaptation difficulties, mostly due to efficiency losses of both the boiler and the burners, except when recirculating very small amounts of flue-gas</li> <li>this NO<sub>x</sub> abatement measure can be used for retrofitting when combined with air staging</li> <li>recirculation of flue-gas results in additional energy consumption due to the recirculation fan.</li> </ul>
Reduced air preheat	20 – 30 %	Not suitable for coal-firing wet bottom boilers		<ul style="list-style-type: none"> <li>the amount of emission reduction achievable mainly depends on the initial air preheat temperature and on the temperature that is achieved after this measure has been implemented.</li> </ul>
* Notes: <ul style="list-style-type: none"> <li>if different primary measures to reduce nitrogen oxide emissions are combined the reduction rate can, in general, neither be added nor be multiplied. The combined reduction rate depends on a number of site-specific factors and needs to be validated on a plant-by-plant basis</li> <li>not all of the primary measures can be applied to all existing boilers, depending on the combustion configuration and the fuel</li> <li>new plants are already fitted with primary measures as part of their basic design.</li> </ul>				

Tabella 4.1 Sintesi delle principali misure primarie per la riduzione degli NO<sub>x</sub> [1]

Primary measure	General NO <sub>x</sub> reduction rate *	General applicability	Applicability limitations	Remarks
<b>Fuel staging (reburning)</b>	50 – 60 % (70 – 80 % of the NO <sub>x</sub> formed in the primary combustion zone can be reduced)	all fuels		<ul style="list-style-type: none"> <li>reburning offers some advantages, such as compatibility with other primary NO<sub>x</sub> emission reduction measures, simple installation of the technique, use of a standard fuel as the reducing agent, and very small amounts of additional energy. The additional energy consumption by reburning coal over coal can be higher than using natural gas as a reburning fuel</li> <li>combustion downstream of the primary zone also produces nitrogen oxides</li> <li>when using natural gas as the reburning fuel, particulate matter, SO<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> are also reduced in direct proportion to the amount of coal replaced.</li> </ul>
<b>Low-NO<sub>x</sub> burner (LNB)</b>	<b>Air-staged LNB</b>	all fuels	<ul style="list-style-type: none"> <li>flame instability</li> <li>incomplete burn-out</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>low NO<sub>x</sub> burners can be used in combination with other primary measures such as overfire air and reburning of flue-gas recirculation</li> </ul>
	<b>Flue-gas recirculation LNB</b>	all fuels	<ul style="list-style-type: none"> <li>flame instability</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>low NO<sub>x</sub> burners with overfire air can achieve reduction rates of 35 – 70 % [33, Ciemat, 2000].</li> </ul>
	<b>Fuel-staged LNB</b>	all fuels	<ul style="list-style-type: none"> <li>flame instability</li> <li>incomplete burn-out</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>a drawback of first generation low NO<sub>x</sub> burners is the space requirement of the flame separation: the diameter of low NO<sub>x</sub> flames is about 30 to 50 % larger than for conventional flames.</li> </ul>
<p>* Notes:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>when combining different primary measures to reduce nitrogen oxide emissions the reduction rate can in general neither be added nor be multiplied. The combined reduction rate depends on a number of side specific factors and needs to be validated on a plant-by-plant basis</li> <li>not all of the primary measures can be applied to all existing boilers, their application depends on the combustion configuration and the fuel</li> <li>new plants are already fitted with primary measures as part of their basic design.</li> </ul>				

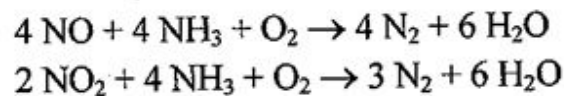
Tabella 4.2 Sintesi delle principali misure primarie per la rimozione degli NO<sub>x</sub> [1]

## 4.2. Misure secondarie

Le misure secondarie sono tecniche end-of-pipe per ridurre gli ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ) già formati. Esse possono essere implementate indipendentemente o in combinazione con le misure primarie. Gran parte delle tecnologie per la riduzione delle emissioni di  $\text{NO}_x$  nei fumi di combustione sono basate sulla iniezione di ammoniaca, urea o altri composti, i quali reagiscono con i fumi per ridurre gli  $\text{NO}_x$  in molecole di azoto.

Gli ossidi di azoto all'interno dei fumi sono fondamentalmente costituiti da  $\text{NO}$  e  $\text{NO}_2$  i quali sono ridotti attraverso l'agente riduttivo in  $\text{N}_2$  e vapor d'acqua.

Le equazioni di reazione sono le seguenti:



Due sono i processi principalmente utilizzati per la rimozione dell'azoto dai fumi. Sono gli stessi sia per i grandi impianti di combustione che per i termo utilizzatori:

- “Selective Non-catalytic Reaction” (SNCR)
- “Selective Catalytic Reaction” (SCR)

Sia l'ammoniaca che l'urea sono utilizzati in soluzione acquosa. L'ammoniaca solitamente, per ragioni di sicurezza, è presente in soluzione al 25%.

#### 4.2.1. Selective catalytic reduction (SCR)

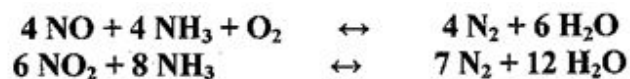
Il processo SCR è ampiamente utilizzato per la riduzione degli ossidi di azoto all'interno di gas esausti provenienti dai grandi impianti di combustione in Europa e in altri paesi, come Giappone e Stati Uniti. E' molto meno utilizzato invece nei termoutilizzatori.

Il processo SCR è un processo catalitico basato su una riduzione selettiva degli ossidi di azoto mediante l'utilizzo di ammoniaca o urea alla presenza di un catalizzatore (ad esempio platino, rodio,  $\text{TiO}_2$ , zeoliti). L'agente riducente è iniettato nei fumi a monte del catalizzatore. La conversione degli  $\text{NO}_x$  ha luogo sulla superficie del catalizzatore ad una temperatura generalmente contenuta tra i 170 e i 510°C, attraverso una delle reazioni che figurano nel seguito.

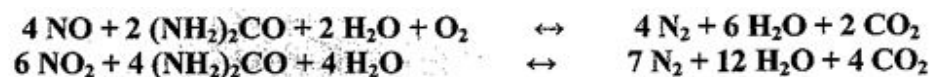
La maggior parte dei sistemi utilizzati per i termoutilizzatori solitamente lavorano in un range tra i 230 e i 300°C. Sotto i 250°C è richiesto un maggiore volume del catalizzatore ed esiste un maggior rischio di depositi e di avvelenamento del catalizzatore. In alcuni casi la temperatura del catalizzatore viene regolata tramite sistemi di bypass per evitare di danneggiare l'unità SCR.

Catalizzatori SCR di ossido di metallo base operanti a range di temperature menzionati sopra sono disponibili sul mercato e vengono utilizzati in numerose applicazioni.

1. Con ammoniaca come agente di riduzione:



2. Con urea come agente di riduzione:



Quando l'ammoniaca è adottata come agente di riduzione, viene solitamente utilizzata in una soluzione acquosa al 25% o in uno stato liquefatto ad una pressione di circa  $1.7 \times 10^6$  Pa (17 bar) a 20°C. In alcune piccole (ad esempio <50 MW) applicazioni, è utilizzata urea in granuli di cristallo bianco, i quali vengono dissolti nell'acqua prima di essere iniettati.

Il numero di impianti che utilizzano l'ammoniaca liquefatta supera il numero di impianti con altri agenti, poiché il costo per kg dell'ammoniaca è inferiore, quindi permette di avere costi di gestione inferiori. Ciò nonostante, le sue proprietà tossiche rendono la movimentazione più difficoltosa a confronto alla relativamente inerte soluzione acquosa di ammoniaca.

Per essere utilizzata, l'ammoniaca liquefatta deve essere evaporata in ammoniaca gassosa. Ciò è ottenuto in un evaporatore riscaldato elettricamente, da vapore, o da acqua calda. L'ammoniaca è successivamente diluita con aria prima che la miscela venga iniettata nel gas esausto. L'iniezione avviene tramite un sistema di fori i quali permettono una miscelazione omogenea dell'ammoniaca con i fumi. Un miscelatore statico può essere posto nel canale contenente i gas esausti per agevolare la miscelazione. Per ottenere un'elevata efficienza di rimozione degli  $\text{NO}_x$  e per minimizzare la porzione di  $\text{NH}_3$ -slip (ammoniaca non reagita), è di particolare importanza ottenere un rapporto  $\text{NH}_3/\text{NO}_x$  omogeneo all'interno di fumi. E' importante evitare il più possibile la formazione di ammonia-slip negli impianti di combustione a carbone per evitare difficoltà nel recupero delle ceneri leggere come materiale (esse vengono infatti tipicamente cedute a ditte del settore delle costruzioni, che possono utilmente riciclarle) perché conterrebbero Sali di ammonio in elevata quantità. Per quanto riguarda i termoutilizzatori, invece, la presenza di  $\text{NH}_3$  nelle polveri residue rende difficile l'inertizzazione perché bagnandole si libera ammoniaca, facendo sì che le ceneri non siano idonee ad essere cedute alle ditte di costruzione.



Dato un livello massimo ottenibile di ammonia-slip, il grado di  $\text{NO}_x$  rimovibili dipende dal catalizzatore utilizzato: per un elevato rapporto  $\text{NH}_3/\text{NO}_x$  può essere ottenuta un'elevata efficienza di rimozione degli  $\text{NO}_x$ , ma allo stesso tempo cresce considerevolmente l'ammontare di ammoniaca inutilizzata ( $\text{NH}_3$  slip) all'interno dei fumi puliti. L'ammontare di ammonia-slip dovrebbe essere il più basso possibile, in modo da evitare il rischio che gli  $\text{NH}_3$  reagiscano con gli  $\text{SO}_3$  all'interno dei fumi durante il raffreddamento degli stessi, il che può portare all'incrostazione e alla corrosione per riscaldamento delle superfici di scambio termico a causa della formazione dei bisolfati di ammonio.

I catalizzatori utilizzati possono avere diverse forme geometriche come ad esempio catalizzatori a nido d'ape o a piastra entrambi mostrati in figura.

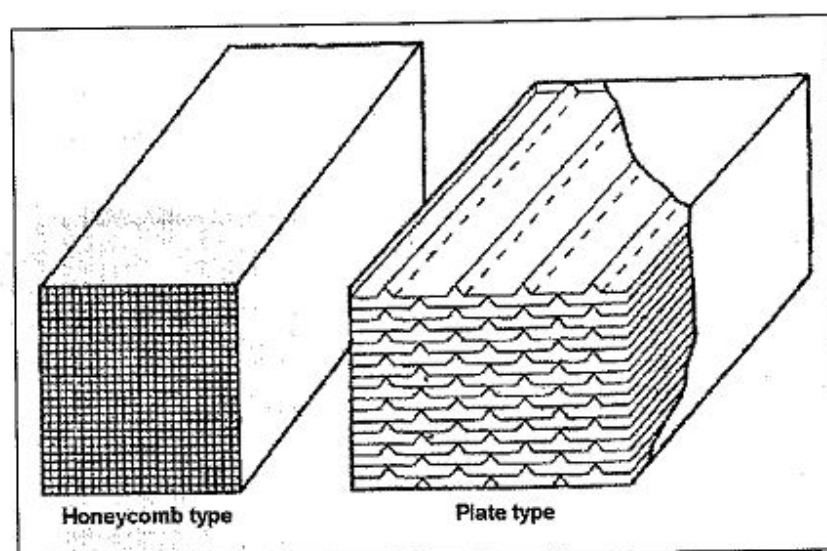


Figura 4.7 Catalizzatore a struttura "honeycomb" e "plate" [1]

I quattro tipi di materiali utilizzati come catalizzatori con il metodo SCR sono:

- **ossidi di metallo comuni**, sono i più diffusi e sono costituiti da  $\text{TiO}_2$  come metallo base, insieme a componenti attivi quali vanadio, tungsteno, molibdeno. In gran parte dei casi,  $\text{V}_2\text{O}_5$  è

utilizzato con basso tenore di  $\text{WO}_3$ , il quale permette di ampliare l'intervallo di temperatura di funzionamento, basso ammontare di  $\text{SiO}_2$  per stabilizzare la struttura e basso tenore di  $\text{MoO}_3$  per ottenere una maggior resistenza del catalizzatore all'avvelenamento dai componenti dei gas esausti.

- **zeoliti**, i quali sono cristallini, naturali altamente porosi o aluminosilicati sintetici, e vengono utilizzati a temperature comprese tra 350 e 600°C.
- **ossidi di ferro**, che consistono in particelle di ossido di ferro con un sottile ricoprimento di fosfato di ferro.
- **carbone attivo**, costituito da carbon fossile polverizzato oppure da lignite, miscelati con elementi inerti e lavorato fino a pellets sinterizzato. A causa dell'instabilità termica ad elevate temperature del carbone attivo, sono richieste temperature di lavoro di 100-200°C. Nelle centrali elettriche il carbone attivo può essere utilizzato solo con la configurazione "tail-end".

I catalizzatori vengono prodotti con diverse misure di diametro per i canali. La scelta del diametro del canale è ottimizzata dopo uno studio riguardo il contenuto di polveri nel gas esausto, le caratteristiche delle polveri, e la caduta di pressione ammissibile sul reattore SCR. Il deposito di polveri dovrebbe essere minimizzato e la caduta di pressione tenuta bassa. Il volume richiesto dal catalizzatore dipende dalle caratteristiche dello stesso, e dalle condizioni operative come il volume dei fumi, la riduzione di  $\text{NO}_x$  richiesta, la composizione dei gas, la temperatura dei fumi e la presenza di sostanze velenose per il catalizzatore. I singoli elementi catalitici vengono tenuti insieme in un modulo catalitico, che quindi forma lo strato catalitico nel reattore SCR, come visibile in figura.

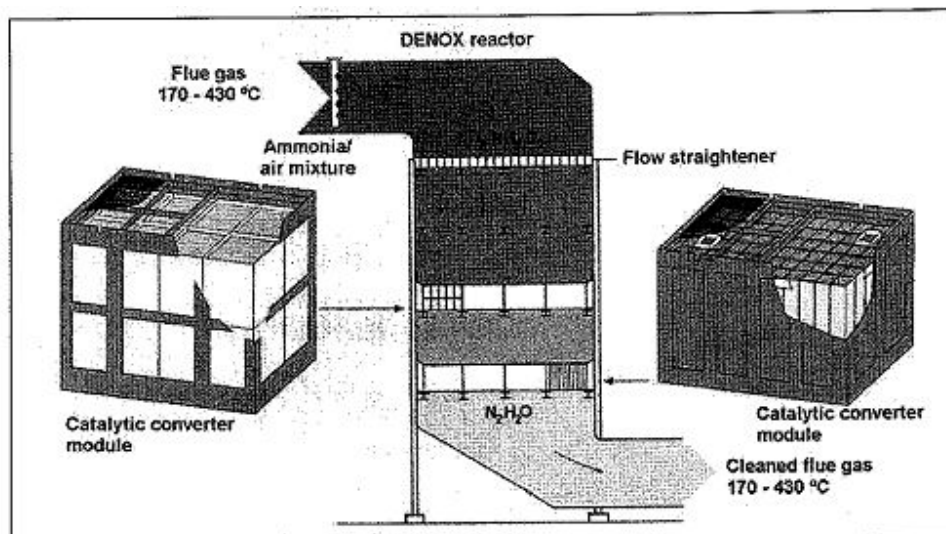


Figura 4.8 Schema semplificato del reattore DENOX [1]

Attuali stime riguardo la vita dei catalizzatori vanno dai 6-10 anni per unità a carbone agli 8-12 anni per unità ad olio ed a gas. I tempi di sostituzione del catalizzatore dipendono da diversi fattori specifici del sito come il tipo di attrezzatura, le caratteristiche del combustibile, la capacità, l'impianto di funzionamento, la concentrazione di  $\text{NO}_x$  in ingresso, il tasso di riduzione degli  $\text{NO}_x$ , il rapporto tra ammoniaca/urea ed  $\text{NO}_x$  richiesto, l'ammonia-slip ammissibile. Negli ultimi anni, sono stati commercializzati catalizzatori più resistenti al danno termico e meccanico ed all'avvelenamento da contaminanti. La rigenerazione è una nuova applicazione commerciale per riuscire ad estendere la vita utile del catalizzatore anche se una completa rigenerazione non può essere sempre ottenuta.

Ci sono tre configurazioni di base per integrare il reattore SCR nella catena di depurazione fumi. La scelta dipende dalle condizioni dei fumi (quali la temperatura). Le posizioni che sono utilizzate per il catalizzatore sono mostrate nella figura di seguito.

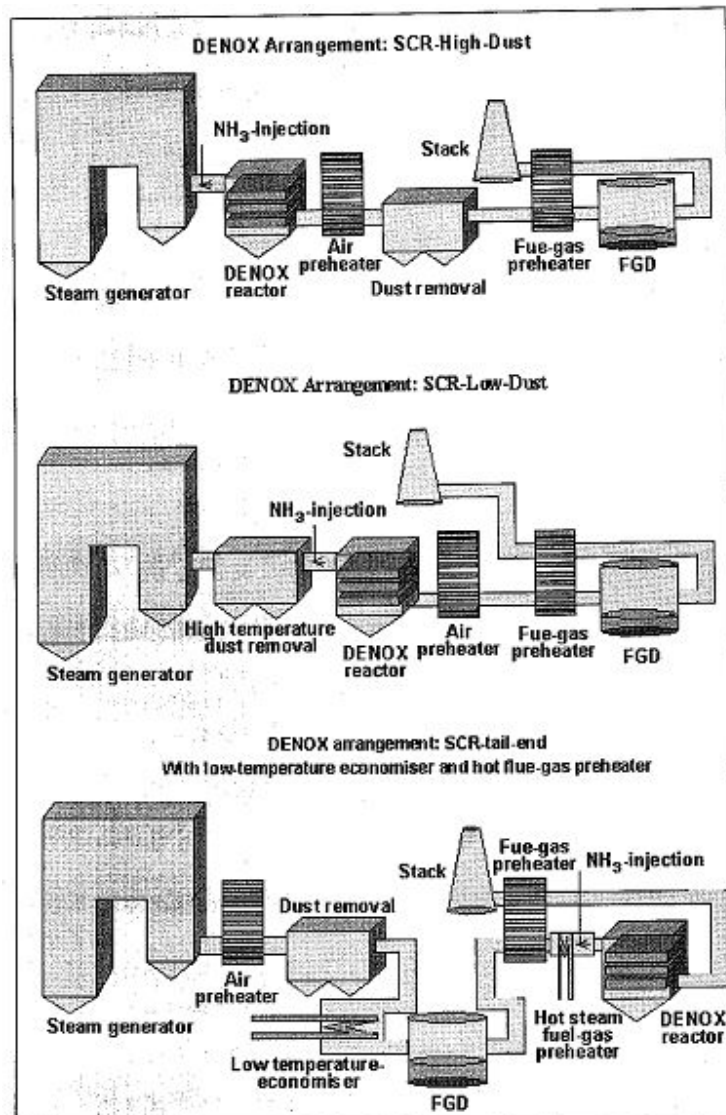


Figura 4.9 Schema delle possibili locazioni del reattore lungo la linea [1]

Le tre configurazioni sono high-dust, low-dust e tail-end:

- l'**high-dust** (fumi non depurati) è la soluzione più comunemente utilizzata nei grandi impianti a carbone (la stessa cosa non vale nel campo della termoutilizzazione dei rifiuti), e non ha bisogno di un nuovo riscaldamento dei fumi dovuto alla elevata temperatura di esercizio del catalizzatore grazie alla posizione di questo nel percorso dei fumi, come ben visibile dalla figura seguente.

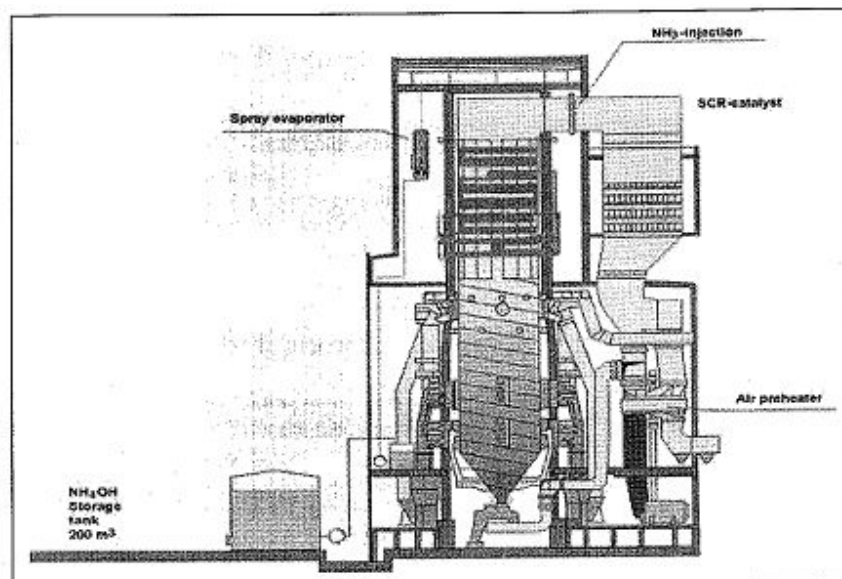


Figura 4.10 Soluzione High-Dust [1]

La vita utile del catalizzatore è stata migliorata così come la sua resistenza all'abrasione. Tuttavia il suo utilizzo presenta due svantaggi: primo, i fumi potrebbero contenere ceneri volatili e veleni catalitici, i quali portano ad una disattivazione del catalizzatore, seguita da un decremento dell'efficienza di riduzione degli  $\text{NO}_x$ . Secondo, per adattare il sistema SCR nella configurazione high-dust, è necessario uno spazio aggiuntivo vicino la caldaia. Il sistema high-dust è conveniente per molte applicazioni.

- il sistema **low-dust** (fumi parzialmente depurati) supera gli svantaggi della configurazione high-dust. Il suo maggior vantaggio è la ridotta sollecitazione meccanica sul catalizzatore, che potrebbe portare ad un prolungamento della vita utile di questo. Comunque, poiché il processo opera senza riscaldamenti supplementari dei fumi, è necessaria l'installazione di precipitatori elettrostatici di polveri funzionanti ad alta temperatura. Pertanto, questa configurazione si rivela spesso essere antieconomica in caso di adeguamento di vecchi impianti. Inoltre, il riscaldatore dell'aria è maggiormente soggetto alla deposizione di bisolfati di ammonio.

Questa soluzione a volte è adottata anche nel caso dei termoutilizzatori. L'SCR in questi casi è posto direttamente dopo l'Electrostatic Precipitator (ESP low-dust), per ridurre o addirittura eliminare la necessità del riscaldamento supplementare dei fumi. Quando viene utilizzata questa opzione, deve essere valutato il rischio di formazione di PCDD/F all'interno dell'ESP (generalmente quando questo lavora a temperature al di sopra di 220-250°C). Questa operazione può risultare in un incremento di emissioni di PCDD/F e una più alta concentrazione nel flusso dei gas che sta lasciando l'ESP per passare all'unità SCR.

- il sistema **tail-end** (fumi depurati) è una variante favorevole per impianti già esistenti, per via dell'esposizione del catalizzatore all'abrasione, corrosione, e disattivazione. Il volume del catalizzatore è più piccolo rispetto a quello della configurazione high-dust, poiché può essere utilizzato un catalizzatore con altezza inferiore (la distanza tra due lamelle oppure il diametro dei fori è inferiore). Comunque, i fumi in entrata devono essere riscaldati tramite dei bruciatori aggiuntivi che per la maggior parte utilizzano gas naturale per raggiungere la temperatura di esercizio del catalizzatore. Per un catalizzatore a carbone attivo, uno scambio di calore dai gas di scarico è solitamente sufficiente alla pulizia dei gas stessi.

L'SCR può essere utilizzato anche per distruggere i PCDD/F. Sistemi SCR multistrato sono infatti utilizzati per favorire un controllo combinato degli NO<sub>x</sub> e dei PCDD/F. I fumi in uscita dal reattore possono essere diretti in uno scambiatore di calore gas-gas per riscaldare l'intero flusso dei gas in modo da mantenere la temperatura di esercizio del catalizzatore e per salvare una parte dell'energia importata.

Per i termoutilizzatori la tail-end è la soluzione maggiormente adottata. L'SCR è solitamente posto a valle dei dispositivi di depurazione dei fumi, ad esempio dopo la depolverizzazione e la rimozione dei gas acidi. Per questa ragione, i fumi spesso richiedono un nuovo riscaldamento alla temperatura di esercizio del sistema SCR. Ciò si va a sommare al fabbisogno energetico di base della catena di trattamento fumi. Tuttavia, quando il livello di  $\text{SO}_x$  nei fumi è già stato ridotto a valori molto bassi all'ingresso della sezione SCR, il riscaldamento dei fumi può essere decisamente ridotto, o addirittura evitato. Inoltre vengono utilizzati scambiatori di calore per ridurre la richiesta aggiuntiva di energia.

L'SCR a bassa temperatura, però, richiede la rigenerazione del catalizzatore a causa della formazione di sali (soprattutto cloruro di ammonio e solfato di ammonio). La rigenerazione può risultare critica poiché la sublimazione del sale potrebbe portare al superamento degli ELV (Emission Limit Value) applicati per le emissioni in aria di alcuni inquinanti come ad esempio HCL,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ .

Un possibile svantaggio del sistema SCR è dato dalla formazione dell'ammonia-slip (di solito l'"ammonia slip" è molto più alto nel SNCR. Ma nel SCR anche bassi valori di "ammonia slip" possono provocare depositi di bisolfati di ammonio sul catalizzatore stesso inibendone l'attività). Questo avviene a causa della reazione incompleta degli  $\text{NH}_3$  con gli  $\text{NO}_x$ , quando una piccola quantità di  $\text{NH}_3$  esce dal reattore con i fumi. Questo effetto è noto come ammonia-slip ( $\text{NH}_3$  slip). L'ammonia-slip aumenta al crescere del rapporto  $\text{NH}_3/\text{NO}_x$  e col peggiorare dell'attività del catalizzatore. Elevata quantità di ammonia-slip può portare a:

- la formazione di solfati di ammonio, i quali sono depositati su impianti a valle, come il catalizzatore e il preriscaldatore dell'aria.

- $\text{NH}_3$  nella desolfurazione dei gas di scarico e riscaldamento dell'aria di pulizia delle acque

I principali vantaggi della tecnologia SCR sono:

- il processo SCR può essere usato con gran parte dei combustibili utilizzati nei processi di combustione, ad esempio gas naturale e oli leggeri, così come gas di processo e carbone
- la conversione degli  $\text{NO}_x$  non genera alcun componente inquinante secondario
- le emissioni di  $\text{NO}_x$  possono essere ridotte più del 90%
- la riduzione complessiva degli  $\text{NO}_x$  dipende dall'SCR e dalle misure primarie
- per ottenere i requisiti di qualità dell'aria l'SCR può essere applicato con adeguato consumo di  $\text{NH}_3$  per ridurre l'effetto di  $\text{NH}_3$ -slip e per incrementare la vita utile del catalizzatore.

I costi di investimento per un dispositivo SCR sono considerevoli (vedi figura seguente). Il prezzo per tonnellata di  $\text{NO}_x$  ridotta varia tra a seconda dei tipi di caldaia. I costi attribuibili ai reagenti sono relativamente più bassi rispetto a quelli degli impianti SNCR, poiché vengono utilizzati in minori quantità.

I costi di investimento di un'unità SRC dipendono dal volume del catalizzatore che è dato dal volume dei fumi, dall'ammonia slip dal livello di conversione degli  $\text{NO}_x$  atteso.

Secondo analisi effettuate i costi per il catalizzatore sono stati stimati essere in una gamma che va dai 10000 ai 15000 Euro per  $\text{m}^3$ . Per un dato volume di fumi di 1 milione di  $\text{m}^3/\text{h}$ , i costi di investimento per un'unità SCR sono stati stimati essere di 15 milioni di Euro. Il peso maggiore per quanto riguarda i costi di gestione è dato dalla vita utile del catalizzatore



la quale è influenzata dalle caratteristiche del combustibile e dalla configurazione dell'SCR (low-dust, high-dust, tail-end), mercato dell'agente di riduzione utilizzato, consumo di energia dovuto dal salto di pressione ed eventuale energia spesa per il riscaldamento aggiuntivo dei fumi.

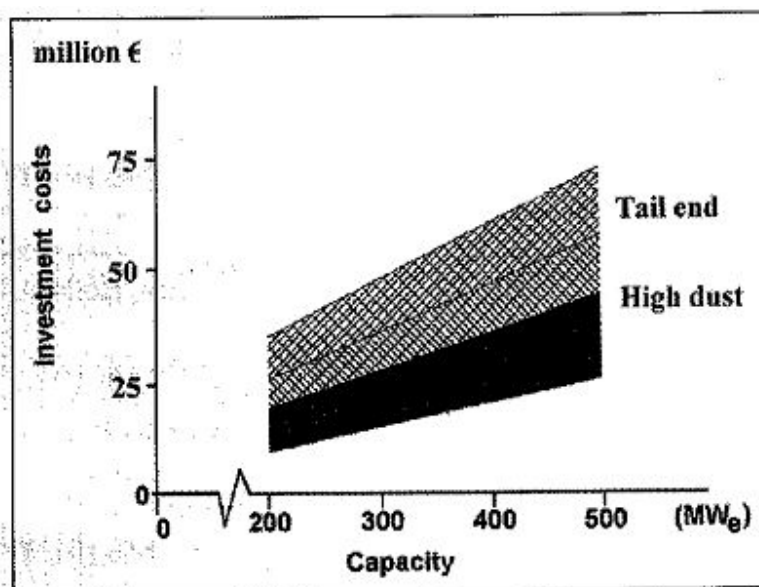


Figura 4.11 Confronto tra i costi di investimento delle tre soluzioni in funzione della capacità [1]

#### 4.2.2. Selective non-catalytic reduction (SNCR)

Il processo SNCR è un'altra misura secondaria atta a ridurre gli ossidi di azoto ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) che si sono già formati all'interno dei fumi di un'unità di combustione. Al contrario dell'SCR lavora senza l'apporto di un catalizzatore ad una temperatura che va dagli 850 ai 1100°C. Questo intervallo di temperatura dipende fortemente dal reagente utilizzato (ammoniaca in soluzione, urea o ammoniaca pura).

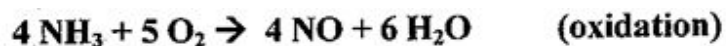
Utilizzando ammoniaca come reagente hanno luogo le seguenti reazioni chimiche più o meno allo stesso tempo. A temperature inferiori entrambe le reazioni sono troppo lente, a temperature superiori la reazione

indesiderata (ossidazione di  $\text{NH}_3$ ) domina provocando un aumento di emissioni di  $\text{NO}_x$ .

reazione principale:



reazione indesiderata:



Un impianto SNCR consiste in due unità operative:

- l'unità di stoccaggio del riducente, comprensiva di conservazione, raffreddamento ed evaporazione del reagente
- la stessa unità SNCR, dove ha luogo l'iniezione del reagente e la reazione degli ossidi di azoto che si separano in azoto e acqua.

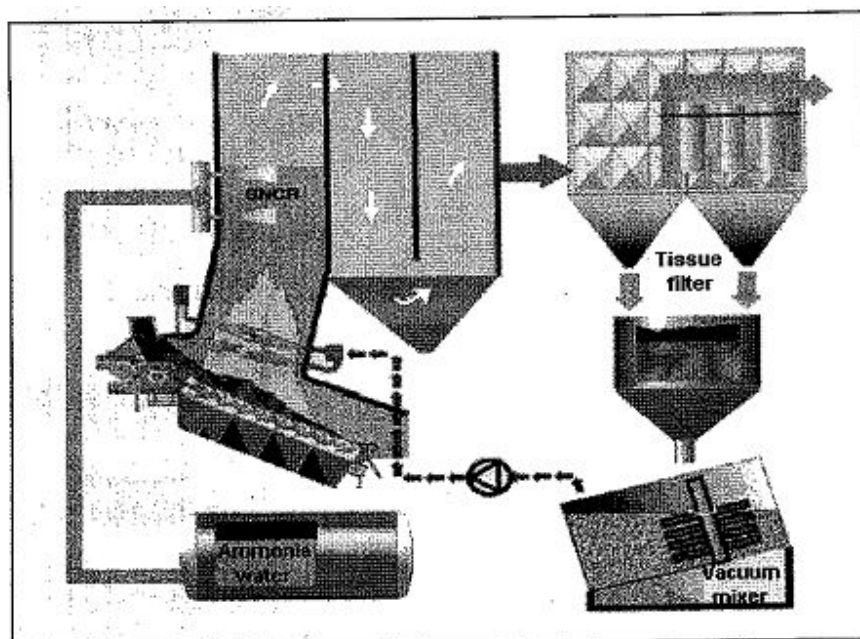


Figura 4.12 Schema del processo SNCR [2]

Per ridurre più del 60-80% degli  $\text{NO}_x$  attraverso l'SNCR è necessario un maggiore apporto di agente riduttivo. Ciò può portare ad emissioni di ammoniaca(ammonia slip). Nella figura seguente è visibile la relazione che lega la riduzione degli  $\text{NO}_x$ , le emissioni di “ammonia slip” e la temperatura di reazione.

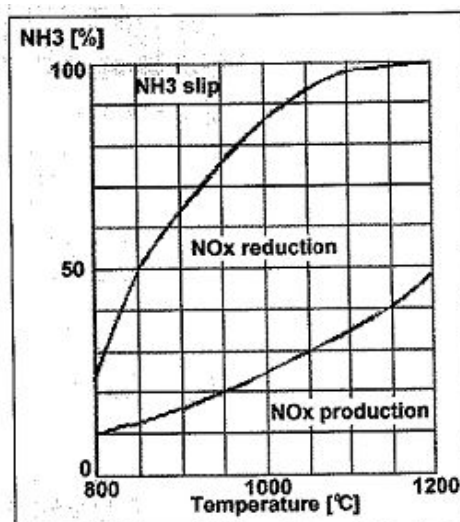


Figura 4.13 Emissioni di  $\text{NO}_x$  ed  $\text{NH}_3$ -slip in funzione della temperatura [2]

Nella figura è mostrato che, ad esempio, ad una temperatura di reazione di  $1000^\circ\text{C}$  la riduzione degli  $\text{NO}_x$  dovrebbe essere di circa l'85% e si dovrebbe avere un 15% di “ammonia slip”. Inoltre a questa temperatura si dovrebbe avere una produzione di  $\text{NO}_x$ , conseguente alla combustione dell'ammoniaca iniettata, di circa il 25%.

La figura mostra anche che, a temperature più elevate (con ammoniaca), la percentuale di riduzione degli  $\text{NO}_x$  sarà maggiore, ed allo stesso tempo la quantità di “ammonia slip” sarà minore, mentre gli  $\text{NO}_x$  prodotti dall'ammoniaca cresceranno. Ad alte temperature ( $>1200^\circ\text{C}$ ), infatti, l' $\text{NH}_3$  si ossida e va a formare gli  $\text{NO}_x$ . A temperature di esercizio minori invece, la riduzione degli  $\text{NO}_x$  è meno efficiente (livello di conversione basso), e il quantitativo di “ammonia slip” è maggiore.

Inoltre, con cambi di carico l'intervallo di temperatura all'interno della caldaia è soggetto a fluttuazioni. Per regolare la temperatura richiesta con l'iniezione di ammoniaca, sono necessari diversi livelli di iniezione. Il processo SNCR con diversi livelli di iniezione è mostrato nella figura di sotto.

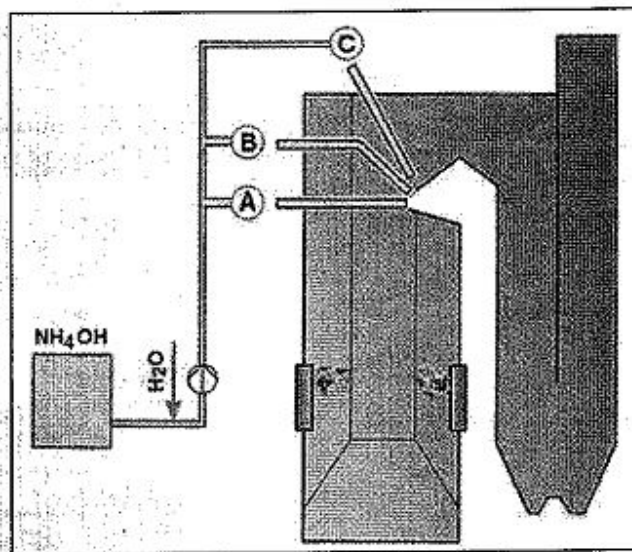


Figura 4.14 SNCR con diversi livelli di iniezione [1]

Per ottenere alto tasso di abbattimento e bassa formazione di ammoniaslip, il reagente e gli  $\text{NO}_x$  devono essere sottoposti ad un'adeguata miscelazione all'interno dei fumi. Oltre alla distribuzione ed alla miscelazione, un altro importante parametro è la dimensione delle gocce di reagente. Piccole gocce potrebbero evaporare troppo velocemente e reagire a temperature troppo elevate inducendo una riduzione del livello di abbattimento degli  $\text{NO}_x$ , così come gocce troppo grandi evaporerebbero troppo lentamente e quindi, trascinate dai fumi, reagirebbero a temperature troppo basse provocando un incremento di  $\text{NH}_3$ -slip.

Possibili vettori dell'agente di riduzione sono l'aria pressurizzata, vapore o acqua. Misure primarie, come ricircolo dei fumi, possono essere impiegate come vettore del reagente nel processo SNCR.

La scelta del reagente influenza anche la formazione di protossido di azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ). L'utilizzo di ammoniaca in soluzione o in gas comporta la formazione di un trascurabile quantitativo di  $\text{N}_2\text{O}$ , mentre applicazioni SNCR che prevedono l'utilizzo dell'urea sono caratterizzate da maggiori emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$ .

Molti problemi delle applicazioni SNCR sono dati dalla distribuzione non uniforme del reagente all'interno della camera di combustione. Perciò è necessaria un'ottimizzazione del sistema di distribuzione.

La reazione degli ossidi di azoto con l'ammoniaca/urea nell'acqua dipende fortemente dalla temperatura e il tempo di permanenza corrispondente a quel range di temperatura, sia per il livello di ammoniaca e per quello di ossidi di azoto. Come già è stato detto, l'intervallo di temperatura per l'ammoniaca va dagli 850 ai 1000°C, con una temperatura ottimale che è di 870°C. A confronto, l'intervallo di temperatura per l'urea, è più ampio (da 800 a 1100°C), con una temperatura ottimale di 1000°C.

Il tempo di permanenza correlato a quel range di temperatura varia da 0.2 a 0.5 secondi. Questo intervallo di tempo di contatto è piuttosto instabile, e per questo il rapporto tra ammoniaca e ossidi di azoto ottimizzato. In più, è richiesta un'ottimizzazione nel rapporto molare tra  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_x$ . Il livello di rimozione degli  $\text{NO}_x$  è favorito da un elevato rapporto, ma in questo modo aumenta anche il quantitativo di ammonia-slip, portando ad un crescente inquinamento delle unità successive. Per poter neutralizzare questi due effetti contrari, è stato trovato che il rapporto ottimale  $\text{NH}_3/\text{NO}_x$  da adottare varia tra 1.5 e 2.5.

L'attrezzatura per il processo SNCR è abbastanza semplice da installare e non occupa troppo spazio, anche se, in quasi tutti i casi, occorre più di un livello di iniezione. L'SNCR ha un basso rapporto di riduzione, quindi può essere utilizzato da solo all'interno di caldaie che hanno livelli di emissione abbastanza bassi. Può risultare utile anche in caldaie equipaggiate con tecniche di riduzione primarie. In ogni caso, non è

molto adatto per caldaie con carichi variabili o con combustibili di qualità variabile.

Il costo attuale di costruzione dipende dalla caldaia e dal suo profilo operativo. In accordo con recenti stime, i costi sono approssimativamente di 2500 Euro per tonnellata di  $\text{NO}_x$  ridotti in una caldaia a carbone da 250  $\text{MW}_{\text{th}}$  operante per 4000 h/anno.

#### **4.2.3. Aspetti legati alla sicurezza nello stoccaggio dell'ammoniaca**

Sia la tecnica SCR che quella SNCR utilizzano ammoniaca in soluzione o urea come agente di riduzione. L'urea è usata più comunemente negli impianti di combustione al di sotto di 50  $\text{MW}_{\text{th}}$  che in grandi applicazioni SCR o SNCR. Inoltre il deposito di urea solida non ha alcun impatto sulla salute.

L'ammoniaca è un gas combustibile che può essere stoccato come una soluzione acquosa al 25% o in uno stato liquido alla pressione di circa 1.7 MPa (17 bar) a 20°C. A causa dell'alto rischio che ha l'ammoniaca sulla salute dell'uomo, il trasporto, la movimentazione e lo stoccaggio della stessa, esso deve essere effettuato con estrema attenzione per evitare perdite. Devono essere installati sistemi di monitoraggio per il rilevamento di basse concentrazioni di ammoniaca nelle vicinanze dei siti di stoccaggio e movimentazione dell'ammoniaca stessa.

#### **4.2.4. Confronto tra SCR ed SNCR**

I valori medi annuali pubblicati da parte degli operatori di impianti di incenerimento in Internet mostrano che vi è la tendenza per impianti dotati del sistema SCR ad operare in continuo con valori di  $\text{NO}_x$  nei gas  $< 80 \text{ mg/Nm}^3$ .

I valori degli  $\text{NO}_x$  pubblicati per gli impianti di incenerimento dei rifiuti basati sulla tecnologia SNCR sono di solito di circa  $180 \text{ mg/Nm}^3$  o talvolta anche poco meno di  $150 \text{ mg/Nm}^3$ . Ciò suggerisce che con questi valori sono stati raggiunti i limiti dei processi SNCR.

Ma spesso è trascurato il fatto che la maggior parte dei sistemi SNCR sono stati progettati per impianti di termoutilizzazione autorizzati ai sensi della normativa vigente, vale a dire per i valori limite di  $\text{NO}_x < 200 \text{ mg/Nm}^3$ . Sulla base dei dati pubblicati, non è possibile valutare se sono state soddisfatte "solo" le rispettive norme contrattuali, o se i tassi di riduzione degli  $\text{NO}_x$  che possono essere realizzati sugli impianti sono migliori e quali sono in generale le potenzialità della tecnologia SNCR.

I valori di emissioni generalmente accessibili provano soltanto che le emissioni di  $\text{NO}_x$  possono essere ottenute con il processo SNCR e, il fatto che i valori di funzionamento sono di solito poco al di sotto dei valori limite, indica che i valori impostati possono ovviamente essere controllati molto bene. I valori di  $\text{NO}_x$  al di sotto dei limiti consentiti porterebbe a costi operativi più elevati dovuti alla maggiore consumo di riducente, il che non sarebbe nell'interesse degli operatori e viene pertanto evitato.

Indubbiamente la tecnologia SNCR è stata ulteriormente sviluppata e migliorata nel corso dei circa 20 anni del suo utilizzo. Già all'inizio degli anni Novanta era stato discusso in Germania un valore di  $\text{NO}_x$  di  $100 \text{ mg/Nm}^3$ , prima che l'attuale valore limite di  $200 \text{ mg/Nm}^3$  fosse approvato. Prima che il 17.BImSchV (Ordinance on Waste Incineration and Co-Incineration) fosse entrato in vigore erano stati effettuati una vasta serie di test per dimostrare che tramite un SNCR in funzionamento in continuo possono essere garantiti valori di  $\text{NO}_x < 100 \text{ mg/Nm}^3$  e un accettabile valore di  $\text{NH}_3$ -slip. Il Know how tecnico e l'esperienza di oggi non erano disponibili in quel momento e non potevano essere applicati. Nel frattempo sono stati sviluppati sistemi e configurazioni di iniezione ad un livello tale da garantire una distribuzione quasi omogenea dei riducenti attraverso l'intera sezione della camera di combustione. Sulla

base dell'esperienza acquisita nel corso degli anni nella gestione di un certo numero di impianti di incenerimento oggi si conoscono molto meglio anche i rapporti di processo e le interdipendenze così che possa essere utilizzata la concezione ottimale per qualsiasi applicazione.

Il processo SCR raggiunge valori di  $\text{NO}_x$  nel gas pulito, che negli impianti di termoutilizzazione di rifiuti vano dai 50 agli 80  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  o dai circa 20 ai 50  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  al di sotto di quelli ottenuti dal processo SNCR se l'impianto è stato progettato per questo grado di riduzione. Tuttavia, questo piccolo vantaggio della tecnologia SCR di massimo 50  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  di  $\text{NO}_x$  potrebbe essere pagato tramite possibili svantaggi economici, energetici ed ecologici.

I costi d'investimento di un impianto SCR progettato per i valori  $\text{NO}_x$  nei gas di cui sopra sono circa cinque volte i costi di un impianto SNCR equivalente a seconda delle loro dimensioni, la riduzione di  $\text{NO}_x$  e la configurazione tecnica.

Inoltre, i costi operativi sono più alti a causa del maggior consumo di energia del ventilatore di estrazione fumi per superare la perdita di pressione sugli scambiatori di calore supplementari e sul catalizzatore, così come per riscaldare i gas di combustione per mezzo di vapore, gasolio o gas naturale.

L'esempio di un impianto di incenerimento dei rifiuti fittizio di sotto confronta tre diversi sistemi di denitrificazione del gas di combustione in materia di investimenti e costi operativi. Questi sistemi sono un impianto SCR, un impianto SNCR standard con urea progettato per un valore di  $\text{NO}_x$  nei gas  $<200 \text{ mg}/\text{Nm}^3$  e un impianto SNCR con acqua di ammoniaca come riducente progettato per un valore di  $\text{NO}_x <100 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ .

L'unità SCR è installata a valle del sistema di pulizia a secco dei gas di combustione (tail-end). Uno schema semplificato del flusso di processo è visibile nella figura di sotto. La perdita di pressione attraverso gli



scambiatori di calore, il mixer, i condotti del gas di combustione e gli elementi del catalizzatore si presume ammontare a un totale di 25 mbar. La perdita di temperatura del gas di scarico si presume sia di circa 20 - 25 K. L'energia necessaria per compensare la perdita di temperatura è fornita tramite bruciatori a gas naturale.

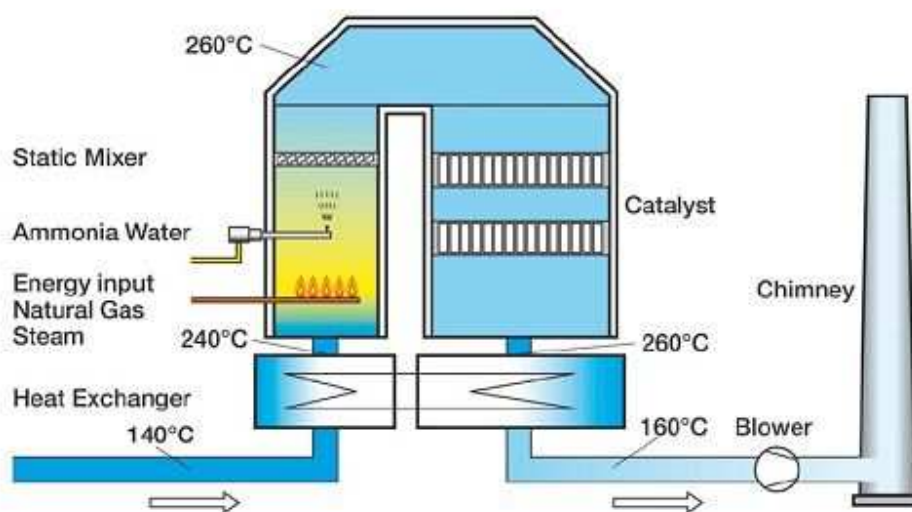


Figura 3.19 Schema semplificato del sistema SCR a valle del sistema di pulizia a secco [3]

I costi d'investimento del sistema SCR ammontano a 2.500.000 Euro e sono circa 2.000.000 Euro superiori a quelli del sistema SNCR progettato per una concentrazione di  $\text{NO}_x$  nei gas puliti  $<100 \text{ mg/Nm}^3$ . I costi d'investimento dell'impianto SNCR ad urea con valori di  $\text{NO}_x$  di  $200 \text{ mg / Nm}^3$ , secondo la normativa vigente nell'Unione europea sono stimati essere di circa 200.000 Euro, portando così ad una rendita considerevole inferiore di entrambi i sistemi SNCR rispetto all'impianto SCR.

A causa della bassa efficienza i costi operativi per i riducenti sono più elevati in entrambi i sistemi SNCR rispetto al sistema SCR. D'altra parte, un notevole aumento dei costi sarebbe sorto nel sistema SCR a causa dell'ulteriore energia elettrica necessaria a far funzionare il ventilatore di aspirazione fumi per superare la perdita di pressione così come per l'energia esterna (gas naturale) necessaria a riscaldare i gas di

combustione così che i costi complessivi di esercizio per ognuno dei due sistemi SNCR sono molto più bassi. Non considerando la rendita ed i costi aggiuntivi per la rigenerazione e la sostituzione dei catalizzatori, il risparmio annuo per il sistema ammonta ad un totale da circa 240.000 a 300.000 Euro a seconda del concept scelto per il sistema SNCR.

	Unit	SNCR Urea (45%)	SNCR NH <sub>4</sub> OH (25%)	SCR NH <sub>4</sub> OH (25%)
Waste throughput	MT/h	15		
Flue gas volume stream	Nm <sup>3</sup> /h,dry	80,000		
Operating hours	h/a	7,800		
NOx baseline	mg/Nm <sup>3</sup>	400		
NOx clean gas concentration	mg/Nm <sup>3</sup>	200	100	70
Pressure loss	mbar			25
Temperature increase	°C			20
<b>Investment costs</b>	<b>EUR</b>	<b>200.000</b>	<b>500.000</b>	<b>2.500.000</b>
Operating time	years	15	15	15
Interest rate		6%	6%	6%
<b>Annuity</b>	<b>EUR/a</b>	<b>20.000</b>	<b>50.000</b>	<b>250.000</b>
Ammonia water	EUR/h	-	16,50	6,00
Urea solution	EUR/h	11,30	-	-
Process water	EUR/h	0,58	-	-
Demineralised water	EUR/h		1,20	
Electrical energy	EUR/h	0,15	0,15	6,70
Natural gas	EUR/h	-	-	38,00
Compressed air	EUR/h	2,00	2,00	-
Operating costs per hour	EUR/h	14,03	19,85	50,70
<b>Operating costs per year</b>	<b>EUR/a</b>	<b>109.434</b>	<b>154.830</b>	<b>395.460</b>

**Tabella 4.3 Confronto delle principali caratteristiche tra SCR ed SNCR [8]**

I processi SNCR sono spesso criticati per il loro eccessivo quantitativo di NH<sub>3</sub>-slip, che causa la formazione di sali d'ammonio assieme al contenuto crescente di SO<sub>3</sub> e HCl all'interno del flusso dei gas, che a sua volta può avere un grave impatto sulla funzionalità e la disponibilità dei componenti a valle dell'impianto. Questo può, infatti, essere vero per gli impianti con alto contenuto di SO<sub>3</sub> e basse concentrazioni di particolato, come i sistemi di combustione ad oli pesanti. Tuttavia, spesso non si tiene presente che i processi SCR comportano problemi molto più grandi

con tali combustibili a causa di un elevati contenuti di  $\text{SO}_3$  e di penta ossido di vanadio. L' $\text{SO}_3$  reagisce con l'ammoniaca iniettata per la riduzione degli  $\text{NO}_x$  anche all'interno del catalizzatore e forma sali di ammonio che generano depositi con la polvere fine. Inoltre il penta ossido di vanadio aumenta la reattività del catalizzatore, incrementando il tasso di conversione di  $\text{SO}_2$  in  $\text{SO}_3$  e provocando la formazione di acido solforico e connessi problemi di corrosione.

Contrariamente all'opinione più diffusa, la formazione di sali di ammonio in un impianto di incenerimento dei rifiuti come risultato dell' $\text{NH}_3$ -slip dei sistemi SNCR, non causa problemi ai componenti dell'impianto nel caso in cui l'impianto è progettato correttamente.

Da un punto di vista ambientale le ulteriori emissioni di  $\text{NO}_x$  e di  $\text{CO}_2$  dovute all'input di energia supplementare non può essere ignorato. Supponendo che con la tecnologia SCR vengono ottenute concentrazioni di gas pulito che sono non più di  $30 \text{ mg/Nm}^3$  al di sotto di quelle ottenute con la tecnologia SNCR senza attrezzature supplementari, come ad esempio un ulteriore livello di catalizzatore, le emissioni di  $\text{NO}_x$  sono solo di circa  $2,4 \text{ kg/h}$  inferiori. D'altro canto, le emissioni di  $\text{CO}_2$  rilasciate nell'ambiente dall'impianto SCR (che derivano dalla combustione dei gas naturali nei condotti dei bruciatori e dall'energia elettrica necessaria per coprire i più elevati consumi della ventola) sono di circa  $300 \text{ kg/h}$  ( $2.400 \text{ kg/a}$ ) maggiori. Inoltre la maggior riduzione delle emissioni di  $\text{NO}_x$  potrebbe essere pagata con un incremento aggiuntivo di emissioni in un altro luogo.

Nella tabella di seguito è riportato un confronto prestazionale tra le due principali misure secondarie per la riduzione degli  $\text{NO}_x$ .

Secondary measure	General NO <sub>x</sub> reduction rate	Other performance parameters		Remarks
		Parameter	Value	
Selective catalytic reduction (SCR)	80 – 95 %	Operating temperature	350 – 450 °C (high-dust) 170 – 300 °C (tail-end) 280 – 510 °C (gas turbines) 200 – 510 °C (diesel engines)	<ul style="list-style-type: none"> <li>the ammonia slip increases with increasing NH<sub>3</sub>/NO<sub>x</sub> ratio, which may cause problems, e.g. with a too high ammonia content in the fly ash. This is a problem which can be solved by using a larger catalyst volume and/or by improving the mixing of NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> in the flue-gas</li> </ul>
		Reducing agent	Ammonia, urea	<ul style="list-style-type: none"> <li>incomplete reaction of NH<sub>3</sub> with NO<sub>x</sub> may result in the formation of ammonium sulphates, which are deposited on downstream facilities such as the catalyst and air preheater, increased amounts of NH<sub>3</sub> in flue-gas desulphurisation waste waters, the air heater cleaning water, and increased NH<sub>3</sub> concentration in the fly ash. This incomplete reaction only occurs in the very unlikely case of catastrophic failures of the whole SCR system</li> </ul>
		NH <sub>3</sub> /NO <sub>x</sub> ratio	0.8 – 1.0	
		NH <sub>3</sub> -slip	<5 mg Nm <sup>3</sup>	
		Availability	>98 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>the life of the catalyst has been 6 – 10 years for coal combustion, 8 – 12 years for oil combustion and more than 10 years for gas combustion</li> </ul>
		SO <sub>2</sub> /SO <sub>3</sub> -conversion rate with catalyst	1.0 – 1.5 % (tail end)	
		Consumption as % of electric capacity	0.5 % for all applications	<ul style="list-style-type: none"> <li>catalyst lifetime of 40000 to 80000 operating hours can be reached by periodical washing.</li> </ul>
Selective non-catalytic reduction (SNCR)	30 – 50 %	Pressure drop at the catalyst	4 – 10 (10 <sup>2</sup> Pa)	<ul style="list-style-type: none"> <li>though some manufacturers report a NO<sub>x</sub> reduction level of over 80 %, the common view is that SNCR processes are, in general, capable of 30 – 50 % reduction as an average covering different operational conditions. Further NO<sub>x</sub> reductions can be obtained on specific boilers where the conditions are good, as well as lower values where the conditions are bad, sometimes on existing plants [33, Ciernat, 2000].</li> </ul>
		Operating temperature	850 – 1050 °C	
		Reducing agent	Ammonia, urea	
		NH <sub>3</sub> /NO <sub>x</sub> ratio	1.5 – 2.5	<ul style="list-style-type: none"> <li>SNCR cannot be used on gas turbines because of the residence time and temperature window required</li> </ul>
		Availability	>97 %	
		NH <sub>3</sub> slip	<10 mg Nm <sup>3</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>incomplete reaction of NH<sub>3</sub> with NO<sub>x</sub> may result in the formation of ammonium sulphates, which are deposited on downstream facilities such as the air preheater, increased amounts of NH<sub>3</sub> in flue-gas desulphurisation waste waters, the air heater cleaning water, and increased NH<sub>3</sub> concentration in the fly ash</li> </ul>
		Energy consumption as % of electric capacity	0.1 – 0.3 %	
Selective non-catalytic reduction (SNCR)	30 – 50 %	Residence time within temperature range	0.2 – 0.5 sec	<ul style="list-style-type: none"> <li>SNCR cannot be used for gas turbines or engines.</li> </ul>

Tabella 4.4 Confronto prestazionale tra le principali misure secondarie per la riduzione degli NO<sub>x</sub> [1]

## 5. Il caso particolare del termoutilizzatore di Brescia

Dopo questa carrellata dei principali sistemi di prevenzione e riduzioni delle emissioni inquinanti negli inceneritori di rifiuti verrà esaminato il caso particolare del termoutilizzatore di Brescia, già brevemente descritto in precedenza.

Verrà in principio descritta la linea di trattamento fumi ed in seguito verranno elencate ed analizzate le principali contromisure alle emissioni di  $\text{NO}_x$ . Infine verrà esaminato il nuovo sistema (particolarmente innovativo nel campo dell'incenerimento dei rifiuti) "SCR High Dust", che è tutt'ora in via di sperimentazione presso il termoutilizzatore di Brescia.

### 5.1. Sistema di depurazione fumi

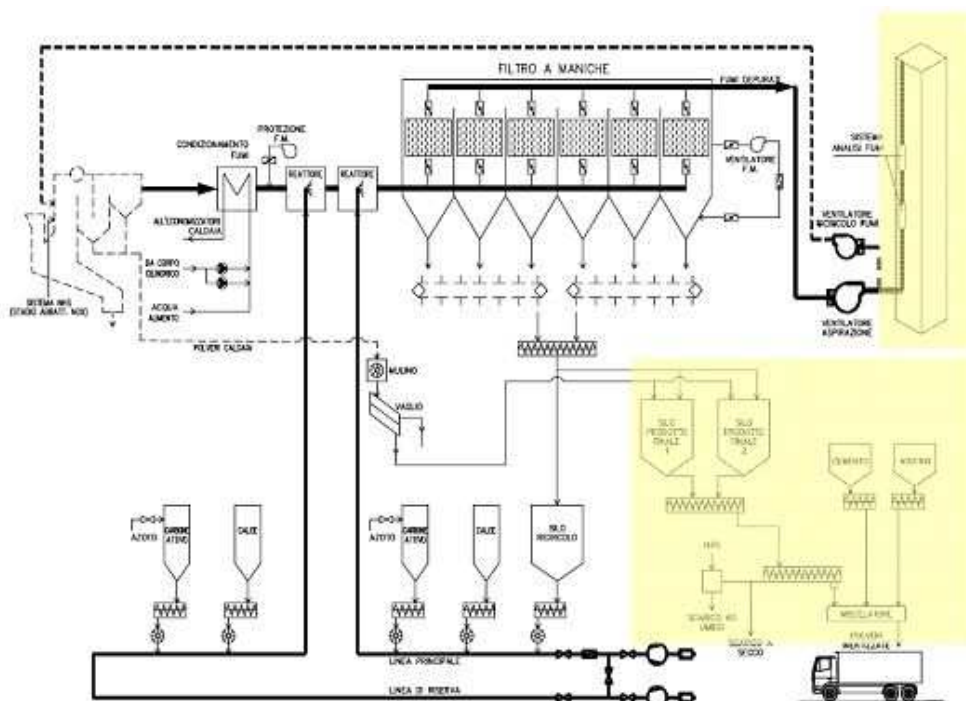


Figura 5.1 Schema del sistema di depurazione fumi del termoutilizzatore di Brescia [3]

La linea di depurazione fumi del termo utilizzatore di Brescia è del tipo “a secco”, al fine di minimizzare le emissioni di microinquinanti, ridurre i consumi di acqua, evitare scarichi liquidi, migliorare il recupero energetico.

I gas all'uscita della caldaia vengono inviati al sistema di abbattimento gas acidi. Il composto da abbattere presente in maggiore quantità è l'HCl; altri gas, presenti in concentrazione minore, sono SO<sub>2</sub> e HF.

Il sistema è basato (si veda la fig) sull'utilizzo di un reattore e di un filtro a maniche operanti secondo la sequenza:

- Dosaggio, iniezione e distribuzione uniforme di calce idrata e carboni attivi nella corrente gassosa nel reattore a secco;
- Chemiassorbimento degli inquinanti gassosi nel reattore nel condotto fumi e nel filtro a maniche;
- abbattimento finale delle polveri nel filtro a maniche;

Nel sistema a secco il reagente (calce idrata) viene iniettato in polvere nella corrente gassosa. Questa in uscita dalla caldaia a temperature di 200-220 °C deve prima essere raffreddata a circa 130-135°C mediante uno scambiatore di calore al fine di raggiungere i valori ottimali della reazione in termini di umidità relativa.

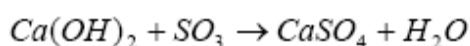
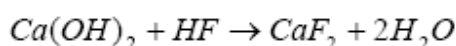
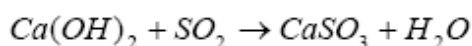
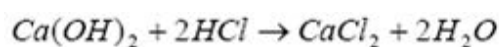
Con tale configurazione, non essendo più necessario il volume per l'evaporazione totale per l'acqua di condizionamento, come invece avviene nei sistemi umido-secco, e avvenendo le reazioni in gioco principalmente nel filtro a maniche, è sufficiente iniettare il reagente in polvere in un reattore di miscelazione, di costruzione estremamente compatta, inserito a debita distanza a monte del filtro a tessuto.

Nel reattore i gas vengono mescolati intimamente con un reagente basico secco Ca(OH)<sub>2</sub> ad elevato indice di reattività; dalla reazione si formano

sali, in forma di polveri, che vengono trascinati dai fumi nel filtro a maniche, dove prosegue la reazione di assorbimento.

Nello stesso reattore vengono iniettati carboni attivi che per il processo fisico di adsorbimento trattengono in superficie metalli pesanti, diossine e furani; la reazione di adsorbimento si completa nel filtro a maniche.

Le reazioni principali che hanno luogo fra calce e HCl, SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub> e HF possono essere riassunte semplicemente come segue:



Poiché il reagente basico viene introdotto in eccesso stechiometrico, è previsto un sistema di ricircolo dei prodotti di reazione, che contengono ancora rilevanti quantità di reagente. Al fine di conseguire la massima efficacia di depurazione minimizzando il consumo di reagente e la produzione di residui ed attuano il massimo recupero energetico, la progettazione e realizzazione del sistema consentiranno temperature di esercizio dei gas particolarmente basse (130-135°C).

Il filtro a maniche è costituito da elementi filtranti in tessuto, atti a resistere a temperature continuative fino a 180°C, montati su opportuni supporti e contenuti dentro un involucro metallico.

I materiali impiegati ed il sistema di controllo sono tali da ammettere la sovratemperatura conseguente all'accidentale fuori servizio di dispositivi a monte per il raffreddamento dei fumi, tenuto conto del tempo di intervento delle protezioni previste e comunque della effettiva possibilità di attuare gli interventi di esercizio previsti.

Periodicamente le maniche sono assoggettate a scuotimenti per la rimozione della polvere che viene convogliata in tramogge dotate di portello per manutenzione e sistema di riscaldamento; la polvere viene asportata ed inviata ai siti di raccolta.

Il filtro a maniche a sei sezioni indipendenti e singolarmente intercettabili, potrà funzionare anche con una sezione di maniche esclusa, senza necessità di riduzione del carico. Sono previsti gli opportuni sistemi di sollevamento ed estrazione necessari per la manutenzione e sostituzione delle maniche. Le operazioni suddette potranno essere effettuate con impianto in esercizio.

Per il controllo dell'efficiente funzionamento del filtro, sull'uscita è previsto un idoneo sistema di misura della polverosità con segnalazione di allarme in sala controllo.

All'uscita del filtro a maniche, i gas vengono aspirati dal ventilatore fumi (che provvede così a mantenere in depressione tutto il circuito fumi, dalla caldaia all'impianto di depurazione) e inviati al camino.

Sono previsti per i diversi reagenti e le polveri residue, i seguenti sili:

- Calce 500+200 m<sup>3</sup>;
- Carbone attivo 50+20 m<sup>3</sup>;
- Ricircolo prodotti di reazione 100 m<sup>3</sup>;
- Stoccaggio polveri residue 800 m<sup>3</sup>.

La realizzazione dei sistemi di scarico, trasporto, stoccaggio e caricamento polveri è stata particolarmente improntata al criterio di evitare sia dispersioni nell'ambiente che intasamenti dei sistemi di movimentazione.



La zona dei sili è dotata di pavimentazione impermeabile e di opportuno sistema di raccolta dell'acqua meteorica, nonché dell'acqua di lavaggio, con convogliamento all'impianto di terramento acque di scarico.

L'esercizio dell'impianto è completamente automatico, senza necessità di presidio esterno alla sala controllo.

Per le apparecchiature più importanti e più critiche è prevista la riserva, in modo da non pregiudicare la continuità di esercizio in caso di guasto.

Sono previsti opportuni sistemi di sollevamento ed estrazione necessari per la verifica e la pulizia del sistema di polverizzazione del reagente. Le operazioni suddette sono possibili anche con impianto in esercizio.

La progettazione dell'impianto tiene presente l'esigenza di una buona pulizia del locale reattore e degli apparecchi ivi installati; eventuali sversamenti durante le operazioni di manutenzione possono essere facilmente rimossi, anche mediante sistema centralizzato di aspirazione polveri.

Sono previste nell'impianto apposite docce e lavandini di sicurezza per il personale, in caso di contatto accidentale con l'idrato di calce o altri reagenti.

Sono inoltre previsti opportuni accorgimenti costruttivi per evitare intasamenti in caso di fermate o di arresto dell'impianto.

## **5.2. Sistemi per la riduzione degli NOx in uso nel termoutilizzatore**

Nel termoutilizzatore sono installati diversi sistemi per ridurre la formazione di NOx. Sono misure primarie:

- combustione con bassi eccessi d'aria;

- presenza di 30 settori indipendenti per l'apporto primario di aria;
- ottimizzazione dell'apporto d'aria primario e secondario grazie a camere infrarossi
- parziale ricircolazione dei gas
- preriscaldamento dell'aria di combustione (normalmente a 120°C)

Un altro importante sistema (misura secondaria) presente sul termoutilizzatore per la riduzione degli NO<sub>x</sub> è il sistema SNCR (Selective Non Catalytic Reduction), il quale è stato implementato fin dall'inizio all'interno della caldaia. Questo sistema è stato continuamente ottimizzato ed adesso, con 27 fori di iniezione posizionati sulla parete del forno, permette di operare con emissioni di NO<sub>x</sub> inferiori a 80 mg/Nm<sup>3</sup>

### **5.3. Prime considerazioni sul nuovo progetto**

Per ridurre ulteriormente le emissioni di NO<sub>x</sub> provenienti da impianti WTE (Waste to Energy), così come per ridurre le emissioni di ammoniaca non reagita (ammonia slip), può essere implementato un sistema di riduzione catalitica selettiva per migliorare la reazione tra ammoniaca, ossigeno ed ossidi di azoto lungo il percorso dei gas di combustione.

Anche se questo tipo di sistema è già stato attuato in molti casi in modalità così detta SCR "Tail-End", l'obiettivo di A2A era quello di attuare un cosiddetto SCR "High Dust", con una maggiore efficienza rispetto al "Tail-End". Per questi motivi è stata messa in pratica una dimostrazione su scala reale di un SCR High-Dust sulla linea 2 dell'impianto WTE di Brescia.

Nella configurazione High-Dust il catalizzatore si trova lungo il percorso dei gas di combustione, in un luogo in cui la temperatura del gas è ancora abbastanza alta da rendere efficace il catalizzatore. Ciò consente di avere una maggiore efficienza energetica del sistema, così come un costo

inferiore in quanto non sono necessari scambiatori di calore supplementari, così come è normale per la soluzione SCR Tail-end, e l'utilizzo del gas naturale per riscaldare può essere quindi evitato.

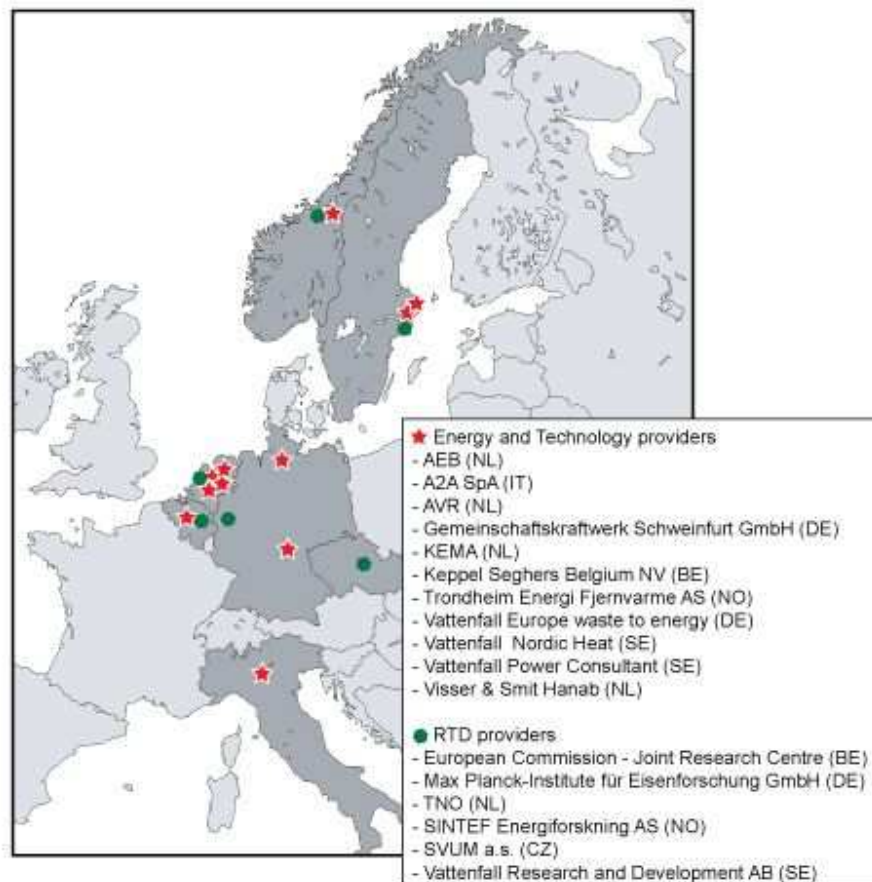
Tuttavia, problemi che potrebbero porsi sono la possibilità di intasamento per il catalizzatore, causa l'elevato contenuto di particolato nel gas ed una ridotta vita utile del catalizzatore a causa della più alta concentrazione di veleni nei gas di combustione che non sono stati depurati.

#### **5.4. Il progetto NextGenBioWaste**

L'obiettivo del progetto NextGenBioWaste è quello di validare metodi innovativi per migliorare la conversione dell'energia e la produzione di elettricità da fonti rinnovabili, in particolare utilizzando rifiuti solidi urbani e biomasse per la fornitura in grande scala di energia elettrica rinnovabile e di riscaldamento a disposizione degli utenti finali ad un costo più competitivo e per migliorare allo stesso tempo i parametri ambientali.

Il progetto NextGenBioWaste tratta sia i rifiuti che le fonti di biomasse e copre tutta la catena di approvvigionamento, dalla preparazione del combustibile, attraverso la conversione e la gestione dei residui, fino alla vendita all'ingrosso di energia.

15 entità legali hanno deciso di istituire il consorzio NextGenBioWaste comprendente 7 aziende europee di servizi pubblici, 1 fornitore di tecnologia, 6 fornitori di RTD, e 1 consulente/società di ingegneria.



**Figura 5.2 Mappa ed elenco dei principali componenti del progetto NextGenBioWaste**  
[[www.NextGenBioWaste.com](http://www.NextGenBioWaste.com)]

NextGenBioWaste è organizzato come un progetto integrato (IP). Le attività di sperimentazione e ricerca sono strutturate in 4 sub-progetti che rispondono agli obiettivi del programma di lavoro:

- SP 1 preparazione di combustibili innovativi e miscelazione
- SP 2 conversione
- SP 3 gestione dei residui e utilizzo
- SP 4 Diffusione

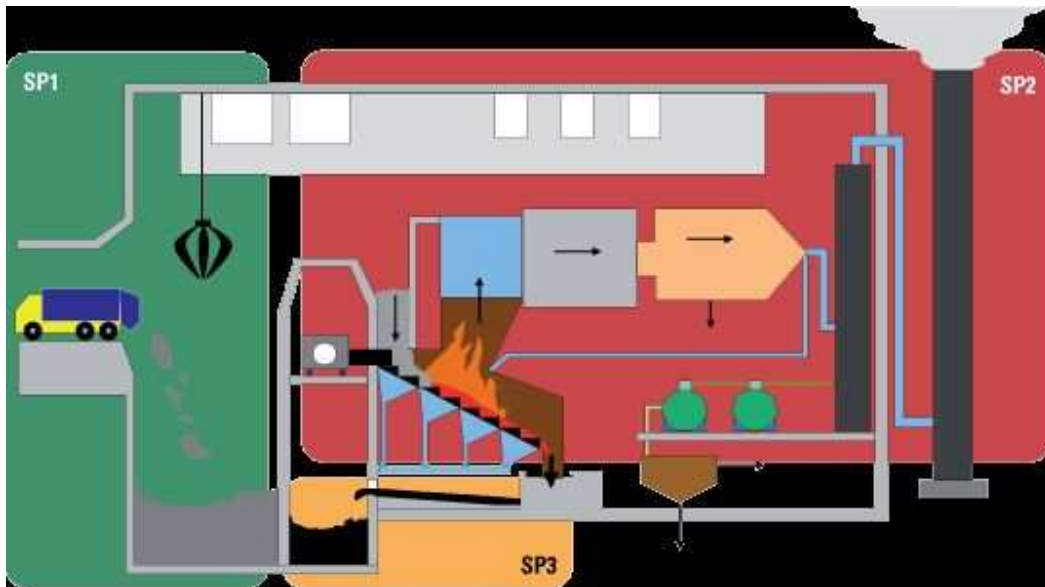


Figura 5.3 Schema semplificato di un inceneritore [www.NextGenBioWaste.com]

Lo scopo del NextGenBioWaste, in conformità con gli obiettivi dichiarati nel programma di lavoro, è:

- Fornire risultati volti ad accelerare la diffusione sul mercato di una nuova generazione di biomasse e impianti di combustione di rifiuti con particolare enfasi per gli obiettivi di politica energetica del 2010.
- Consiste principalmente in azioni sperimentali integrate con una componente di ricerca di circa il 20% come supporto per la pianificazione, la comprensione e un ulteriore miglioramento delle tecnologie validate.
- Dimostrare la riduzione dei costi connessi con l'attuazione di nuove tecnologie e dimostrare come le soluzioni tecnologiche possano essere integrate in condizioni di funzionamento full-scale. Il progetto NextGenBioWaste metterà in atto diverse sperimentazioni su larga scala di diversi concetti innovativi per la catena di approvvigionamento energetico.

Valutare i risultati, i vantaggi e gli svantaggi del catalizzatore SCR High Dust in condizioni operative reali è uno dei principali obiettivi per A2A nell'ambito del progetto NGBW (NextGenBioWaste).

### **5.5. SCR High-Dust ed SCR Tail-End per impianti WTE**

I tipici sistemi DeNO<sub>x</sub> negli impianti “Waste to Energy” si basano su SNCR o “SCR Tail-End”. Il sistema SNCR è stato ampiamente usato in passato a causa del suo rapporto costo-efficienza e per la sua facile implementazione in particolare nel retrofit. I sistemi SNCR hanno un’efficienza di rimozione relativamente bassa, ma di solito sono abbastanza efficienti nel raggiungimento dei limiti di emissione imposti.

Al giorno d'oggi i limiti di emissione sono sempre più severi. Pertanto negli impianti di termoutilizzazione devono essere utilizzati o integrati sistemi con efficienze di rimozione superiori. In questo caso l’SCR Tail-end è una soluzione alternativa all’SNCR, ma non è attraente per gli operatori degli impianti in quanto introduce costi operativi relativamente elevati. L’SCR High-Dust è visto come un costo per soluzioni potenzialmente efficaci rispetto all’SCR Tail-end e al momento sta guadagnando interesse.

### **5.6. SCR Tail-End**

L’SCR Tail-End, come già detto in precedenza, è chiamato così perché viene applicato come fase finale della depurazione dei gas di scarico. Questo tipo di SCR viene utilizzato quando lo spazio è limitato per un sistema High-Dust, o quando il gas di scarico contiene una significativa concentrazione di sostanze che possono rapidamente disattivare il catalizzatore, come può essere il caso dei termoutilizzatori. I sistemi Tail-

End sono sempre posti dietro il sistema di rimozione del particolato, quindi gli effetti delle ceneri sul catalizzatore sono in gran parte ridotti.

Nel sistema Tail-End, la temperatura dei gas di scarico è troppo bassa per la reazione catalitica e deve essere portata a valori più elevati, nel range di 200-300 ° C, in genere circa 250 ° C. Il gas viene riscaldato in due fasi: prima con uno scambiatore di calore che recupera il calore dal flusso di gas puliti, poi tramite combustione alimentata a gasolio o gas, o con riscaldamento a vapore. La posizione e lo schema del sistema SCR Tail-End sono illustrati nelle figure nel seguito.

Il recente sviluppo di catalizzatori che operano a basse temperature (170-190 °C) offre la possibilità di ridurre, o evitare, il combustibile necessario per riscaldamento supplementare, d'altra parte questo richiederà più strati di catalizzazione e incrementerà la disattivazione causata dalla deposizione di solfati di ammonio; dovrà quindi essere effettuato un periodico riscaldamento tramite vapore o gas per riattivare il catalizzatore. Tramite una valutazione economica può essere stimata la riduzione ottimale di temperatura.

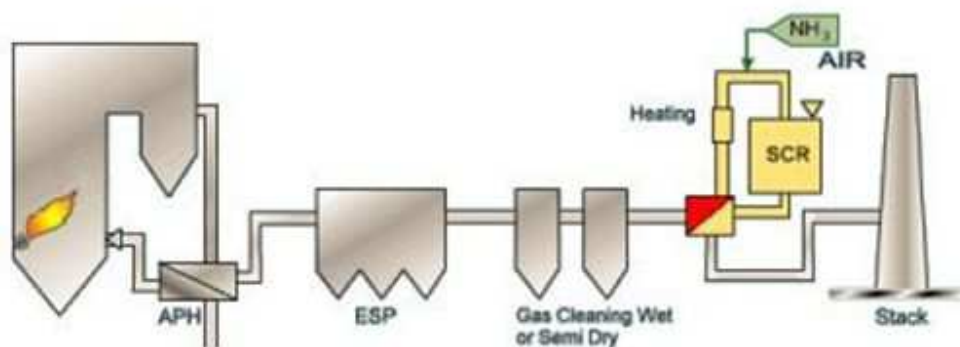


Figura 5.4 Esempio di sistema di trattamento fumi con SCR Tail-End [3]

### 5.7. SCR High-Dust

La particolarità dell'SCR High-Dust è quella di trattare il gas all'uscita dalla caldaia, quindi con un alto contenuto di polveri: lo strato del catalizzatore è installato di solito tra l'economizzatore e il preriscaldatore d'aria o tra i banchi dell'economizzatore, dove la temperatura del gas è adatta per la reazione catalitica, ma il contenuto di polveri è piuttosto elevato. Il reagente può essere iniettato lungo il percorso dei gas a monte del catalizzatore o direttamente nella camera di combustione, in quest'ultimo caso, chiamato anche "sistema ibrido"(caso del TU di Brescia), è probabile che il volume di catalizzazione necessario sarà inferiore, perché una parte della conversione di NO<sub>x</sub> si avrà all'interno della caldaia.

Il sistema High-Dust ha un vantaggio importante. I gas di scarico sono sufficientemente caldi e non necessitano di re-riscaldamento, creando quindi beneficio al bilancio energetico dell'impianto. Tuttavia, l'attuazione del sistema High-Dust affronta una serie di potenziali problemi causati dal contenuto di polveri nei gas di scarico che porta ad un degrado più veloce del catalizzatore, a causa di avvelenamento, intasamento ed erosione; negli impianti di incenerimento le ceneri possono contenere molte sostanze potenzialmente pericolose per la vita del catalizzatore.

Il catalizzatore di un sistema High-Dust deve essere appositamente progettato per gestire la grande quantità di polveri nei gas di scarico. Tra le altre disposizioni speciali, i canali del catalizzatore devono essere sufficientemente ampi per permettere alla polvere di passarvi attraverso, senza intasare i canali; il catalizzatore di tipo "plate" (a lamine) dovrebbe essere utilizzato quando i fumi hanno un contenuto molto elevato di polvere alta.

Nelle installazioni in retrofit non sempre è possibile attuare una configurazione High-Dust in quanto è richiesto un certo spazio per gli



strati del catalizzatore tra i banchi dell'economizzatore, o tra l'economizzatore e il pre-riscaldatore dell'aria, di solito questo non è previsto anticipatamente. Un esempio di posizionamento dell'SCR nella configurazione High Dust è mostrato nella figura di sotto.

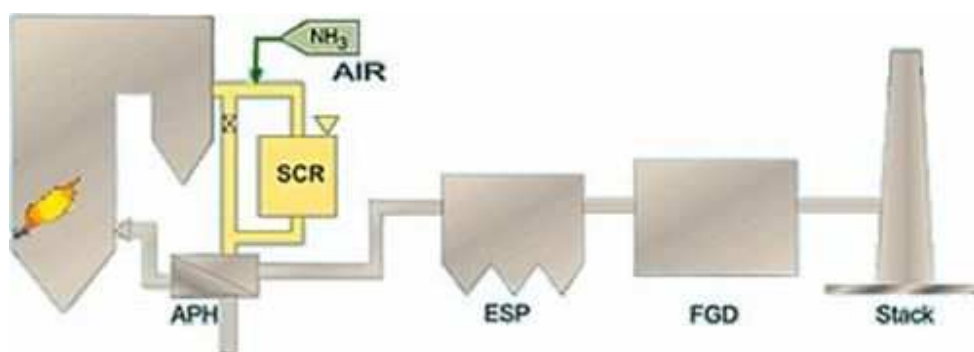


Figura 5.5 Esempio di sistema trattamento fumi con SCR High-Dust [3]

## 5.8. Vantaggi e svantaggi

Nella tabella di sotto i due sistemi SCR vengono confrontati mediante una sintesi dei loro principali problemi e vantaggi:

SCR High-Dust	SCR Tail-End
Non richiede sistemi di riscaldamento supplementare perché è posto dove la temperatura dei gas è adatta alla reazione catalitica	Richiede sistema di riscaldamento supplementare
Incremento molto contenuto del consumo per l'alimentazione del ventilatore di aspirazione fumi (la caduta di pressione è dovuta soltanto agli strati del catalizzatore ed ai condotti)	Incremento significativo del consumo di energia per alimentare il ventilatore di aspirazione fumi (cadute di pressione aggiuntive a causa dello scambiatore di calore e del catalizzatore)
Nessun effetto sulla temperature finale dei gas	Maggiore temperature dei gas di combustione all'interno del camino di aspirazione
Problemi possono essere causati dall'alto contenuto di ceneri: intasamento, avvelenamento, erosione (più frequente e più veloce degradazione del catalizzatore)	La manutenzione e degrado del catalizzatore, come di consueto, anche se dipende dai gas di scarico la pulizia dei sistemi DeNO <sub>x</sub> verso l'alto
Per applicazioni in retrofit lo spazio è, in generale, difficilmente reperibile	Nelle applicazioni in retrofit lo spazio richiesto è spesso reperibile (Tail-End)
La temperature del catalizzatore è influenzata dai carichi parziali (non frequentemente nel WtE)	La temperature del catalizzatore è indipendente dai carichi parziali

**Tabella 5.1 Principali vantaggi e svantaggi di High-Dust e Tail-End [3]**

## **6. Progetto dimostrativo dell'SCR High-Dust di Brescia**

### **6.1. Obiettivo e contesto**

Le tre linee dello stabilimento WTE di Brescia sono state progettate con sistemi SNCR per la rimozione di  $\text{NO}_x$ . Durante il normale funzionamento il processo è stato ottimizzato per ridurre al minimo le emissioni di  $\text{NO}_x$  e di  $\text{NH}_3$  e per ridurre il consumo di ammoniaca. Anche se il sistema permette di rispettare agevolmente i limiti di emissione, A2A ha deciso di installare un dispositivo aggiuntivo per la riduzione delle emissioni in previsione dei futuri limiti a livello regionale che saranno fissati nei prossimi anni per installazioni Waste to Energy.

Si è deciso di installare un SCR High-Dust, invece del tipico SCR Tail-End, come soluzione dimostrativa volta ad una più alta efficienza energetica e minori perdite di pressione e, di conseguenza, minori costi operativi. L'idea era di abbinare l'SNCR esistente con le prestazioni complementari dell'SCR High-Dust ottenendo in questo modo un sistema cosiddetto ibrido che migliorerà la capacità totale del  $\text{DeNO}_x$ .

L'installazione dell'SCR High-Dust è stata possibile solo perché fin dall'inizio della progettazione dell'impianto è stato lasciato a disposizione uno spazio sufficiente lungo il percorso dei gas di combustione. Questo ha ridotto al minimo i costi di installazione, perché sono state necessarie solo piccole modifiche per adeguare la caldaia esistente.

Il progetto dell'installazione High-Dust è stato sviluppato tenendo conto dei possibili problemi che il catalizzatore potrebbe incontrare e le incertezze riguardo la sua efficacia e il suo comportamento. Per questi motivi l'installazione prevede lo spazio per l'inserimento di un massimo di 5 strati di catalizzatore lungo il percorso dei gas, nonché la possibilità di by-pass del catalizzatore (in caso di ostruzione) permettendo la continuazione del funzionamento dell'impianto, come nella sua "vecchia" configurazione. Gli strati catalitici sono installati su carrelli mobili che

possono essere estratti, mentre l'SCR è bypassato. Questo favorisce le ispezioni ed una veloce pulizia.

## **6.2. Storia del progetto**

L'installazione del catalizzatore SCR High-Dust è iniziata già prima dell'inizio del progetto NGBW. Nel settembre 2005, approfittando della chiusura delle unità a causa della manutenzione annuale, il lavoro è iniziato con l'inserimento delle valvole nel percorso dei gas di combustione. Ciò ha permesso di continuare il lavoro di installazione, mentre l'unità era in funzione. L'installazione dei sistemi è stata completata nel febbraio 2006.

Nel marzo 2006 è iniziata la 1° fase di test del catalizzatore utilizzando un solo strato del catalizzatore. Sei mesi più tardi, nel settembre 2006, il catalizzatore è stato estratto per la prima pulizia ed analisi. L'analisi ha mostrato alcuni pori intasati o soggetti ad avvelenamento a causa dei solfati.

La seconda fase di test è iniziata nel mese di ottobre 2006 con l'aggiunta di un secondo strato del catalizzatore. Nel 2007 i catalizzatori sono stati puliti in aprile e settembre, senza effettuare alcuna analisi sulla loro disattivazione. Un controllo successivo in aprile 2008 ha rivelato una certa erosione del catalizzatore e nel novembre 2008 il primo strato è stato sostituito da uno nuovo.

I test previsti nel periodo 2009-2010 dalla A2A sono:

- controllo di irregolarità e dell'attività del catalizzatore con la nuova geometria
- ottimizzazione del layout catalizzatore (singolo / più livelli)

- ottimizzazione della pulizia dalla cenere con la geometria modificata
- valutazione della vita del catalizzatore
- valutazione del costo industriale.

### 6.3. Progettazione dell'SCR High-Dust

Nella progettazione dell'impianto WTE di Brescia è stato considerato uno spazio per la futura installazione dell'High-Dust; lo spazio aggiuntivo è stato lasciato a disposizione nella sezione economizzatori della caldaia in modo che i sistemi HD sono posti tra i banchi degli economizzatori dove la temperatura dei gas di combustione è adatta per la reazione SCR. La figura di sotto mostra la posizione del gruppo High-Dust nella caldaia.

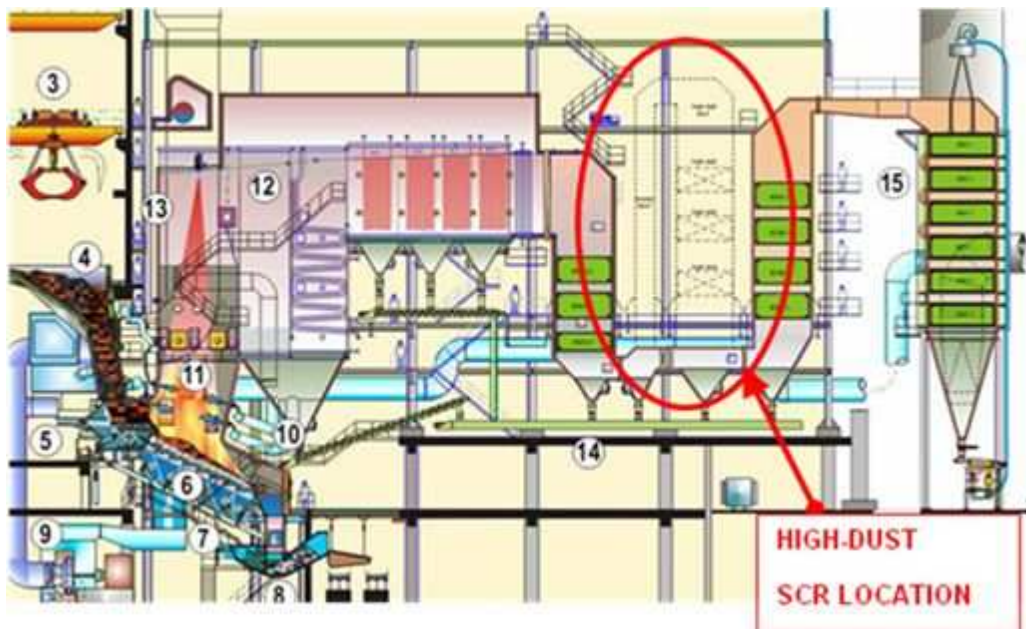
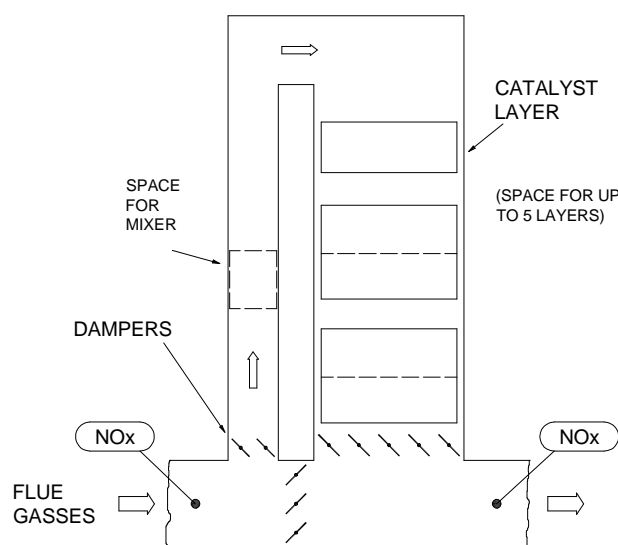


Figura 6.1 Schema dell'inceneritore di Brescia con spazio riservato alla nuova tecnologia [3]

Fondamentalmente, l'SCR HD è stato concepito come un condotto supplementare per i gas di combustione con una forma ad U rovesciata, all'interno del quale sono gli strati del catalizzatore. Questa configurazione permette di by-passare il sistema SCR utilizzando serrande in grado di chiudere l'ingresso dell'SCR e reindirizzare i fumi verso il percorso originale dei gas. Nella figura di sotto è illustrata una rappresentazione schematica del sistema SCR HD.



**Figura 6.2 Schema semplificato del sistema High-Dust di Brescia [3]**

Lo schema mostra che le tre serrande installate possono deviare il flusso dei gas verso il catalizzatore oppure possono fare in modo di bypassare il sistema SCR HD. Nella parte verticale discendente del canale ci sono strutture per sostenere fino a 5 strati di catalizzatore. Ci sono delle porte poste sul lato di questo percorso per consentire l'estrazione degli strati catalitici. Sono stati installati strumenti per misurazioni sui gas, come ad esempio la misurazione della perdita di pressione.

## **6.4. Scelte progettuali**

### **6.4.1. Scelta tra “plate” e “honeycomb”**

Come già detto in precedenza per i catalizzatori possono essere utilizzate diverse soluzioni costruttive. Le strutture più diffusamente utilizzate sono appunto quella a pacchi di lamelle o “plate” e la “honeycomb”, anche detta nido d’ape.

La scelta a cui si è giunti a Brescia, cioè quella di adottare un catalizzatore a lamine è venuta in seguito ad un attento studio, ma soprattutto in seguito all’analisi di esperienze precedenti nel campo.

La struttura “honeycomb” si è rivelata essere stata sempre la più efficiente nel campo dei grandi impianti di combustione a carbone. Al contrario nel campo degli inceneritori la scelta non è così scontata per via della diversa caratterizzazione delle polveri. Negli impianti di incenerimento dei rifiuti, infatti, si è soliti avere dei prodotti di combustione all’interno dei fumi di natura varia e di diverse dimensioni. Per questo motivo si potrebbe pensare che l’utilizzo di un catalizzatore “honeycomb” potrebbe portare ad un rapido intasamento.

Una conferma a tutto ciò è venuta in seguito all’esperienza fatta in un’installazione molto simile in Germania, nel termocatalizzatore di Würzburg.

Nell’impianto in questione è stata sperimentata una tecnologia “high-dust” analoga a quella di Brescia su di una delle linee di incenerimento dei rifiuti. Il sistema SCR prevedeva l’utilizzo di un catalizzatore a struttura “honeycomb”.



**Figura 6.3 Foto del catalizzatore Honeycomb di Würzburg [9]**

Subito dopo l'avviamento della sperimentazione, sono stati trovati depositi di polvere all'interno del catalizzatore honeycombs (a nido d'ape) che molto rapidamente hanno portato al completo intasamento del catalizzatore.

Tutti gli interventi che potevano essere eseguiti in modo relativamente facile e con breve preavviso per eliminare questo intasamento sono falliti. I fori del catalizzatore con un diametro di 6 mm si sono intasati di nuovo in maniera costante.



**Figura 6.4 Immagini che evidenziano l'intasamento dell'honeycomb [9]**

Il gestore dell'impianto di Würzburg ha proposto lo smantellamento sperimentale del sistema preliminare di rimozione della polvere (sistema previsto in quell'impianto). L'idea era che la polvere grossolana esistente nel gas grezzo avrebbe potuto evitare eventuali depositi di polvere sul catalizzatore attraverso un effetto di "pulizia".



Nonostante il timore che la polvere grossolana potesse influire negativamente o addirittura distruggere la superficie del catalizzatore, gli esperimenti sono stati portati avanti.

Gli esperimenti hanno mostrato un deposito di polvere inferiore sul catalizzatore.

L'analisi del materiale del catalizzatore ha rivelato, tra l'altro, una quantità cospicua di piombo, che ha intasato la superficie quasi completamente distrutta del catalizzatore ed ha, quindi, impedito la sua normale attività.

Ricerche approfondite in strutture analoghe o simili hanno infine portato alla percezione che la deposizione di piombo è fortemente dipendente dalla temperatura. Modificando la finestra di temperatura per il catalizzatore, pertanto, dovrebbe essere possibile contrastare la formazione di questo agglomerato.

E 'stato pianificato di abbassare la temperatura da ca. 330 °C precedenti, a ca. 250°C.

A tal fine, un economizzatore è stato installato a valle del condotto fumi del terzo forno e a monte del reattore SCR al posto del precedente sistema preliminare di rimozione della polvere. Una temperatura di reazione di 250 °C sul catalizzatore poteva quindi essere ottenuta con una deviazione di  $\pm 10$  gradi.

Il catalizzatore stesso è stato rinnovato, in seguito con un diametro maggiore dei fori di 10 mm.

Questa nuova sistemazione ha permesso di realizzare per la prima volta oltre 8.000 ore di funzionamento senza problemi e il valore degli NO<sub>x</sub> nei gas è arrivato a circa 150 mg/m<sup>3</sup>.

L'esperienza di Würzburg insegna che un catalizzatore "honeycomb" in un impianto di incenerimento non avrà la stessa efficienza che potrebbe avere in un impianto a carbone. Tuttavia, mediante una accurata

sperimentazione, è possibile trovare un dimensionamento ottimale dei fori che ne massimizzi l'efficienza.

In ogni modo nell'impianto di Brescia si è deciso di percorrere la strada del catalizzatore a pacchi di lamelle ottenendo dei risultati immediatamente positivi e soprattutto nettamente migliori di quelli ottenuti a Würzburg, sia in termini di affidabilità che di efficienza del catalizzatore stesso.

I risultati per quanto riguarda le emissioni verranno meglio analizzati nel seguito.

#### 6.4.2. Caratteristiche del catalizzatore

Nella tabella di sotto sono riassunte le informazioni principali riguardanti il catalizzatore che nel 2008 ha sostituito il vecchio catalizzatore:

Characteristics	
Supplier	Argillon GmbH
Catalyst type	Plate type packed in element frames (SP354)
Specific active surface	354.5 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Catalyst volume (1 layer)	18.9 m <sup>3</sup>
Modules per layer	144
Warranted $\Delta P$ over two layers	<2 mbar
Warranted operational hours	16.000 h

Tabella 6.5 principali caratteristiche del catalizzatore [3]

##### 6.4.2.1. Composizione dei fumi

Nella tabella seguente sono date le condizioni caratteristiche dei fumi nella posizione in cui è installato l'High-Dust. Queste sono state utilizzate per la selezione del tipo di catalizzatore.

Parameter	Condition
Volume flow	240,000 Nm <sup>3</sup> /h at 8.9% O <sub>2</sub> , 19% H <sub>2</sub> O (wet)
Temperature	265-295 °C
NOx inlet (as NO <sub>2</sub> )	90 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
NH <sub>3</sub> content (from SNCR)	30 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
SOx content (as SO <sub>2</sub> )	50 – 110 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
Phosphorus (solid)	Max 20 – 30 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
Arsenic	Max 0.06 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
PM content	2100 – 3700 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
Alkali metals	Max 600 – 700 mg/Nm <sup>3</sup> at 11%O <sub>2</sub> dry
Unburned components	Max 10%

**Tabella 6.6 Principali dati riguardanti la composizione dei fumi [3]**

## 6.5. Risultati operativi

Nei paragrafi seguenti sono presentati e discussi i principali risultati ottenuti nel periodo di sperimentazione dell'SCR High-Dust. Il periodo è iniziato nel marzo 2006 e continua fino ad oggi.

### 6.5.1. Emissioni di $\text{NO}_x$ e $\text{NH}_3$

Le emissioni sono misurate in continuo all'interno del camino e i dati vengono memorizzati in un database. È possibile usarli per tracciare il loro andamento nel tempo. I dati di emissione sono disponibili per il periodo a partire dal 1 ° dicembre 2005 al 30 settembre 2009, includendo quindi l'intero periodo di sperimentazione dell'SCR HD fino a quel momento. Nella figura di sotto sono state tracciate le emissioni di  $\text{NO}_x$  e di  $\text{NH}_3$  per mostrare le loro variazioni nel tempo.

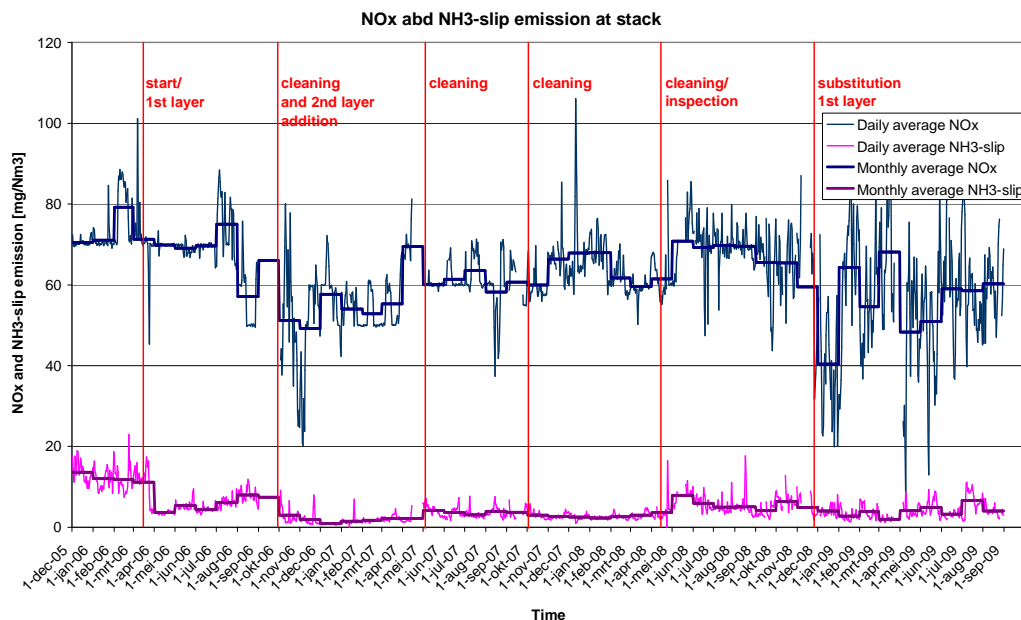


Figura 6.7 Valori medi giornalieri e mensili delle emissioni di  $\text{NO}_x$  ed  $\text{NH}_3$  nel tempo [3]

Valori molto alti e bassi delle emissioni di  $\text{NO}_x$  sono dovuti alla variabilità delle caratteristiche dei rifiuti, una quantità elevata di frazione organica, che è ricca di azoto, può essere per esempio la causa di una produzione superiore di  $\text{NO}_x$ . Per le emissioni di  $\text{NH}_3$  l'andamento è meno irregolare. I picchi alti e bassi scompaiono nei valori medi mensili, anch'essi tracciati nel grafico.

Per le emissioni di  $\text{NO}_x$ , si nota un andamento piuttosto variabile, senza alcuna riduzione chiara e significativa dopo l'inizio dei test dell'SCR HD. Al contrario, per l' $\text{NH}_3$  è abbastanza evidente una riduzione delle emissioni rispetto al valore iniziale durante tutto il periodo. Intorno a maggio / giugno 2008 si ha un lieve aumento delle emissioni di  $\text{NH}_3$ , con una diminuzione successiva dopo la sostituzione del livello 1. È possibile che questo lieve aumento è dovuto all'effetto di disattivazione del catalizzatore.

L'andamento osservato può essere spiegato considerando che l'iniezione di ammoniaca è regolata con un sistema di controllo in feedback che misura gli  $\text{NO}_x$  a valle della depurazione dei gas di scarico. Il set-point degli  $\text{NO}_x$  è rimasto lo stesso dopo l'installazione dell'SCR HD e nel frattempo la conversione degli  $\text{NO}_x$  è migliorata per via degli strati supplementari del catalizzatore. Di conseguenza, il sistema di controllo richiede meno ammoniaca. E' iniettata meno ammoniaca ed il miglior tasso di reazione risulta in una minore concentrazione di  $\text{NH}_3$  nel camino.

A Brescia la media delle emissioni di  $\text{NO}_x$  in entrambe le linee è già molto bassa rispetto ai limiti di emissione regionale ( $120 \text{ mg/Nm}^3$ ). Questo spiega perché l'installazione dell'SCR HD sulla linea 2 è attualmente destinata a ridurre l' $\text{NH}_3$ -slip ed il consumo di  $\text{NH}_3$ , piuttosto che ridurre le emissioni di  $\text{NO}_x$ . I valori tracciati dimostrano che l'impianto De $\text{NO}_x$  utilizzato è efficace nel perseguimento degli obiettivi di riduzione delle emissioni di A2A.

### 6.5.2. Confronto delle emissioni tra le linee 1 e 2

Per una valutazione più completa è interessante osservare le prestazioni dell'impianto in termini di emissioni di  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$  con e senza l'SCR High-Dust (linea 1 solo SNCR, linea 2 SNCR + SCR HD). Questo confronto può essere messo in atto comparando le misurazioni sulle linee 1 e 2 nel corso di un certo lasso di tempo. Le linee 1 e 2 sono di fatto identiche con la sola differenza che la linea 2 ha un SCR HD supplementare. Le due linee hanno gli stessi componenti di processo disposti nello stesso modo. Inoltre utilizzano gli stessi rifiuti dato che vengono raccolti da un unico bunker dei rifiuti. Pertanto, per valutare se ci sono chiare differenze nelle misurazioni delle emissioni dovute all'SCR HD, si presume che le misurazioni sulle due linee siano comparabili. Una settimana è considerato un arco di tempo sufficiente per il confronto.

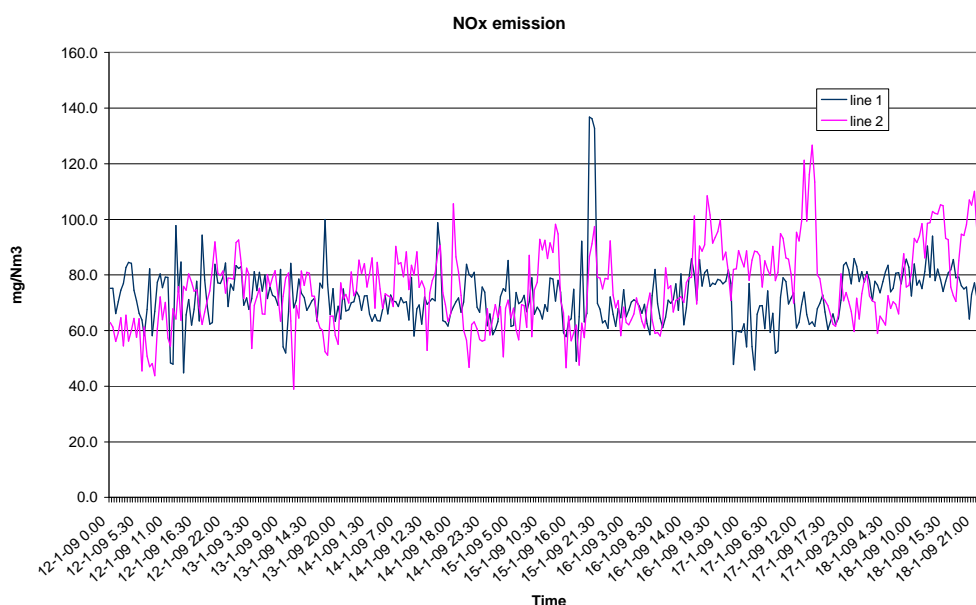
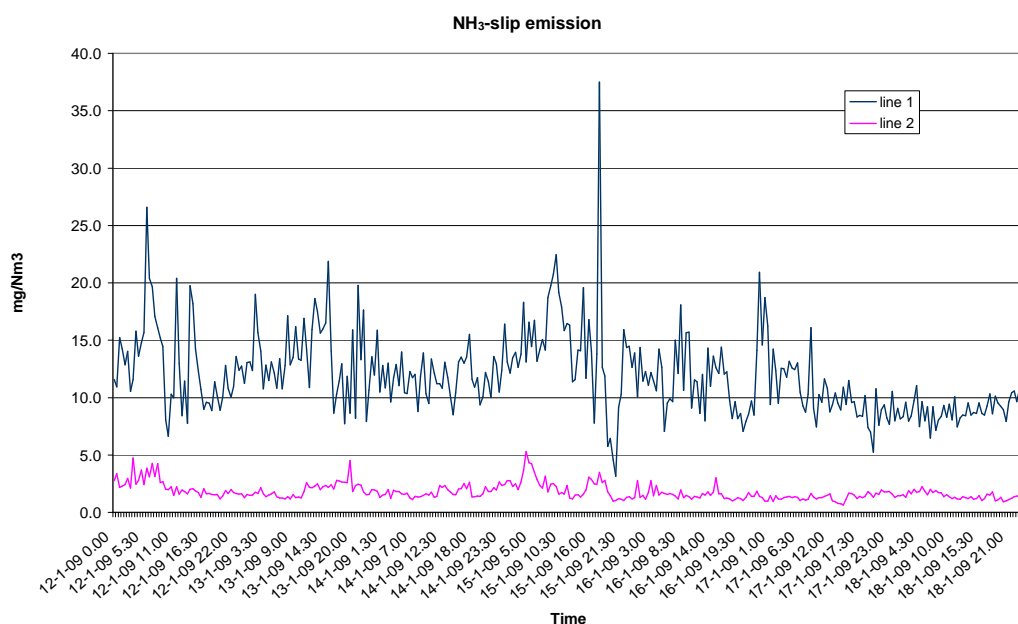


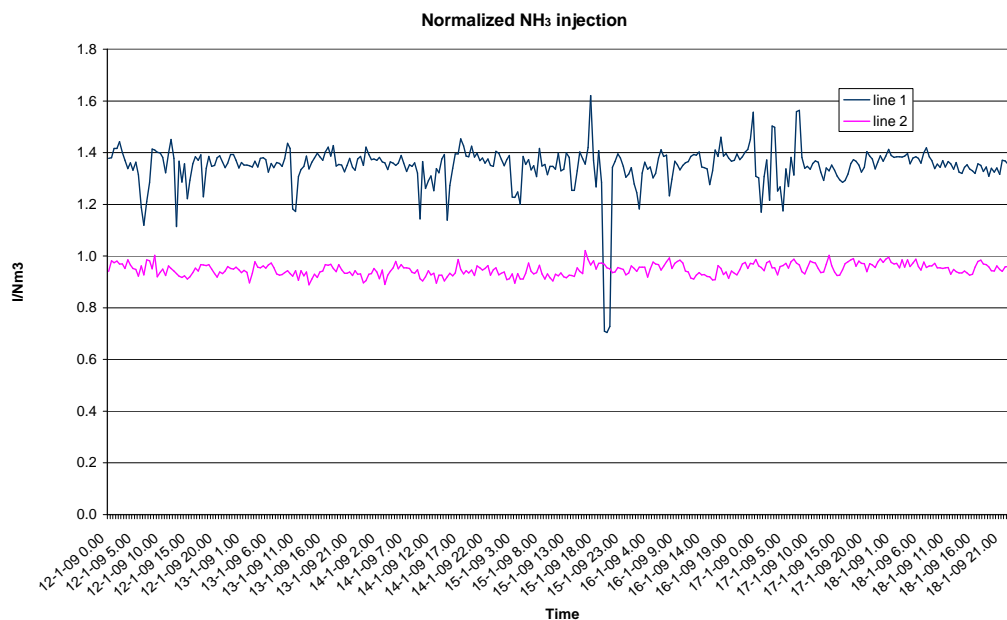
Figura 6.8 Confronto delle emissioni di  $\text{NO}_x$  tra linea 1 e 2 [3]

Nella figura di sopra è tracciato l'andamento delle misurazioni delle emissioni di  $\text{NO}_x$  per entrambe le linee. Nelle figure successive sono riportati gli andamenti delle emissioni di  $\text{NH}_3$  al camino e della quantità di  $\text{NH}_3$  (soluzione al 25%) iniettata nel forno. La quantità di ammoniaca

iniettata è normalizzata rispetto al volume del gas di scarico per compensare le differenze dovute alla disparità del flusso dei gas di scarico tra la Linea 1 e Linea 2.



**Figura 6.9 Confronto delle emissioni di NH<sub>3</sub>-slip tra linea 1 e 2 [3]**



**Figura 6.10 Confronto dell'NH<sub>3</sub> iniettata tra le due linee [3]**

Osservando l'andamento nei grafici si può concludere che:

1. In media le emissioni di  $\text{NO}_x$  per la linea 1 e la linea 2 sono nello stesso intervallo di  $60 \div 100 \text{ mg/Nm}^3$
2. C'è una notevole differenza di emissioni di  $\text{NH}_3$  e di consumo tra la linea 1 e la linea 2.
3. L' $\text{NH}_3$ -slip sulla linea 2 è di circa l'80% inferiore a quello della linea 1
4. Il consumo di  $\text{NH}_3$  sulla linea 2 è di circa il 40% inferiore a quello della linea 1

Queste osservazioni confermano ancora una volta che le emissioni di  $\text{NO}_x$  rimangono approssimativamente le stesse, mentre dopo lo sviluppo del De $\text{NO}_x$  High-Dust si ottiene una significativa riduzione di ammoniaca iniettata e di  $\text{NH}_3$ -slip.

Un aspetto interessante emerso dai grafici precedenti è che, per le emissioni di  $\text{NH}_3$ -slip e  $\text{NH}_3$  iniettata nella linea 2, i valori sono molto meno dispersi rispetto a quelli della linea 1. Ciò significa che le concentrazioni sono più uniformi nel tempo. L'SCR HD stabilizza il controllo degli  $\text{NO}_x$  con conseguenti minori fluttuazioni nell'iniezione di ammoniaca.

### **6.5.3. Caduta di pressione**

La caduta di pressione sull'SCR HD dovrebbe essere inferiore in confronto con quella dell'SCR Tail-End poichè non è necessario uno scambiatore di calore. Nell'SCR HD il contributo principale alla perdita di pressione è dato dal catalizzatore, ma anche i miscelatori e le curve nel condotto dei gas di combustione svolgono un ruolo in questo senso.



L'attesa di una caduta di pressione molto bassa nell'SCR HD di Brescia è giustificata da due ragioni: in primo luogo la perdita di pressione sul catalizzatore è inferiore a 2 mbar, secondariamente la velocità dei gas di combustione è relativamente bassa per ridurre al minimo l'erosione del catalizzatore. Tuttavia, sarebbe interessante vedere come il retrofitting dell'SCR HD si comporta dal punto di vista della perdita di pressione.

La valutazione delle perdite di pressione è affrontata effettuando misure di pressione in due punti tra i quali è compreso l'SCR HD. I valori rilevati vengono utilizzati e confrontati per due periodi di tempo prima e dopo l'installazione del nuovo sistema. Vengono utilizzate misurazioni effettuate allo sbocco del primo surriscaldatore e all'ingresso del secondo passaggio dell'economizzatore, per i periodi del gennaio 2006 e gennaio 2009. L'SCR HD, infatti, è racchiuso tra questi 2 punti di misurazione.

La caduta di pressione sull'SCR HD viene quindi stimata utilizzando la seguente espressione:

$$\Delta P_{SCR} = \Delta P_{2009} - \Delta P_{2006}$$

dove  $\Delta P_{2006}$  e  $\Delta P_{2009}$  rappresentano le perdite di pressione tra i punti di misurazione di cui due prima. Quindi confrontando il  $\Delta P_{2006}$  e  $\Delta P_{2009}$  si può affermare che la differenza nei loro valori è dovuta principalmente alla presenza del SCR HD installato.

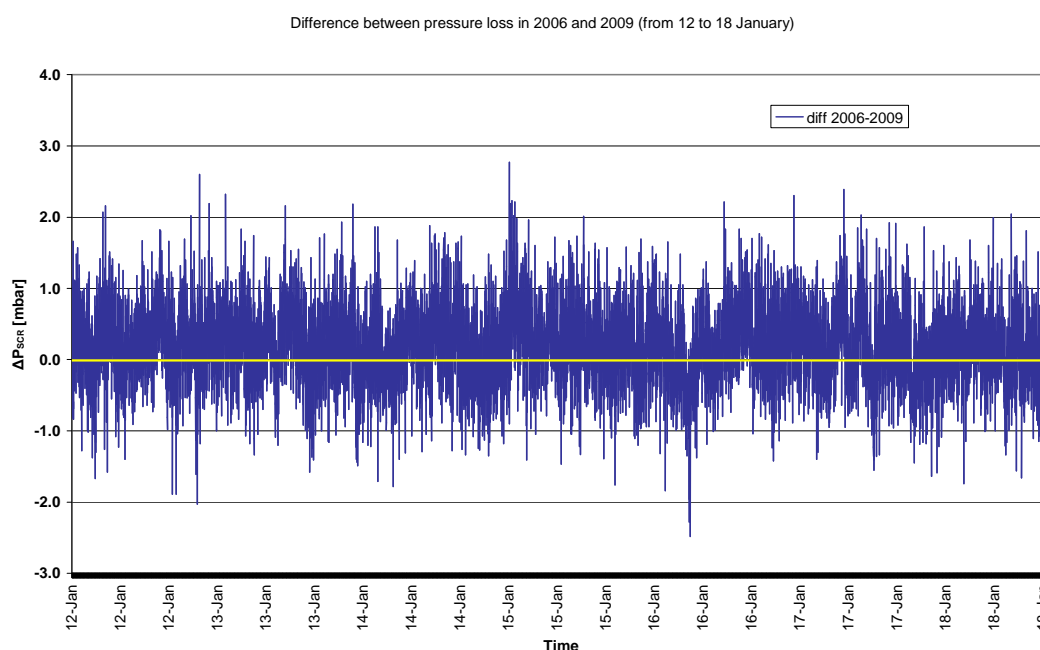
Il  $\Delta P_{SCR}$  è riportato nella figura di sotto, per il periodo di 12-18 gennaio.

Guardando la figura si osserva che:

- $\Delta P_{SCR}$  varia all'incirca tra -2 e 2 mbar.
- Il valore medio è di circa 0,3 mbar.

Da questo approccio si stima la perdita di pressione aggiuntiva causata dall'SCR HD è di circa 0,3 mbar. Tuttavia la caduta di pressione non può essere così piccola e si deve osservare che piccole variazioni nelle

apparecchiature di processo tra il 2006 e il 2009 possono avere influenzato sul dato medio. Inoltre piccoli errori sistematici nelle pressioni misurate possono risultare in un errore più grande quando sono sottratte le une dalle altre. Tuttavia la piccola differenza tra il 2006 e il 2009 indica che l'influenza dell'SCR HD è piccola se confrontata con le perdite di pressione tipiche nel percorso di depurazione dei gas di combustione del termoutilizzatore.

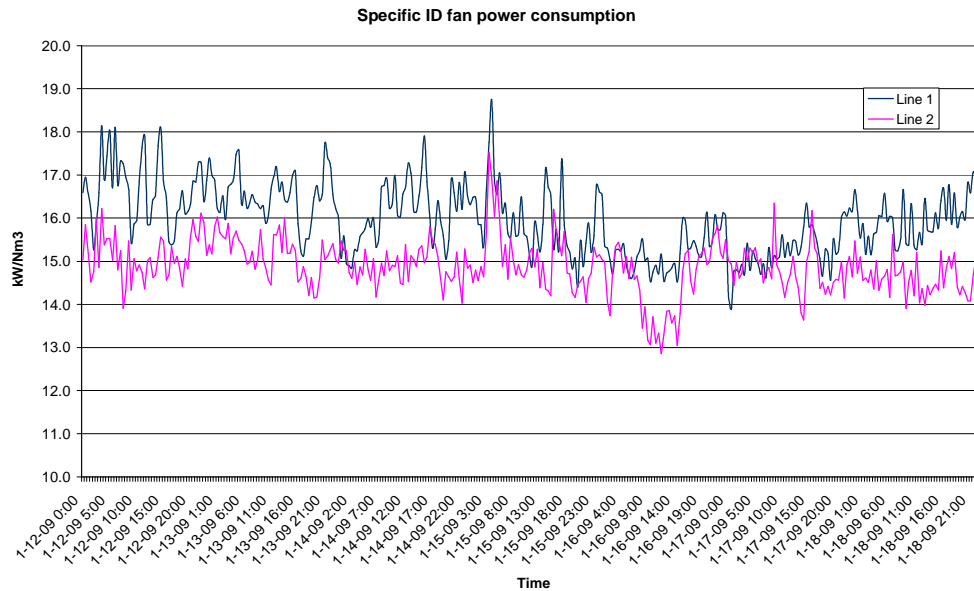


**Figura 6.11 Caduta di pressione dovuta all'HD nel tempo [3]**

#### **6.5.4. Confronto del consumo di elettricità del ventilatore tra le linee 1 e 2**

Il consumo elettrico del ventilatore di aspirazione fumi è riportato nella figura nel seguito sia per la linea 1 che per la linea 2. Il valore riportato è normalizzato rispetto al volume dei gas di combustione tenendo conto delle differenze nei consumi a causa di diversi volumi di flusso dei gas di combustione tra la linea 1 e 2. Gli errori dovuti ad una diversa

composizione dei gas di scarico vengono considerati trascurabili in quanto i rifiuti bruciati sono prelevati dallo stesso bunker.



**Figura 6.12 Confronto dei consumi di ventilazione tra le due linee [3]**

Contrariamente alle aspettative la linea 2 mostra nel complesso un consumo di potenza specifica inferiore alla linea 1. Dal momento che le due linee dell'impianto sono simili e i rifiuti bruciati sono gli stessi ci si aspetta di avere il consumo di ventilazione maggiore sulla linea 2, per via della perdita di pressione supplementare creata dall'SCR HD. I valori riportati nel grafico rivelano che c'è qualche fattore che porta ad incremento dei consumi del ventilatore sulla linea 1 più di quanto lo fa l'SCR HD sulla linea 2. A2A ha scoperto che nel periodo considerato le cadute di pressione nei filtri delle due linee sono state diverse.

Il consumo di ventilazione più elevato della linea 1 è quindi dovuto ad un'elevata perdita di pressione nel filtro. Questo risultato è importante perché dimostra che l'influenza dell'SCR HD è paragonabile agli effetti dei depositi sul tessuto del filtro, quindi è relativamente piccolo.

### 6.5.5. Disattivazione del catalizzatore

Il catalizzatore è stato analizzato dalla ditta produttrice del catalizzatore dopo diversi periodi di funzionamento al fine di monitorare il processo di disattivazione. Sono stati prelevati dei campioni dopo 4, 12 e 18 mesi di funzionamento. Nel paragrafo seguente vengono presentati i risultati.

### 6.5.6. Parametri fisici

La disattivazione del catalizzatore è spesso accompagnata dalla perdita di superficie e di volume dei pori. La superficie può diminuire a causa della degradazione termica. Tuttavia questo può essere escluso grazie alla temperatura di esercizio relativamente bassa di circa 275 ° C. Misurazioni mostrano una perdita di superficie BET (vedi figura di sotto) che aumenta nel tempo.

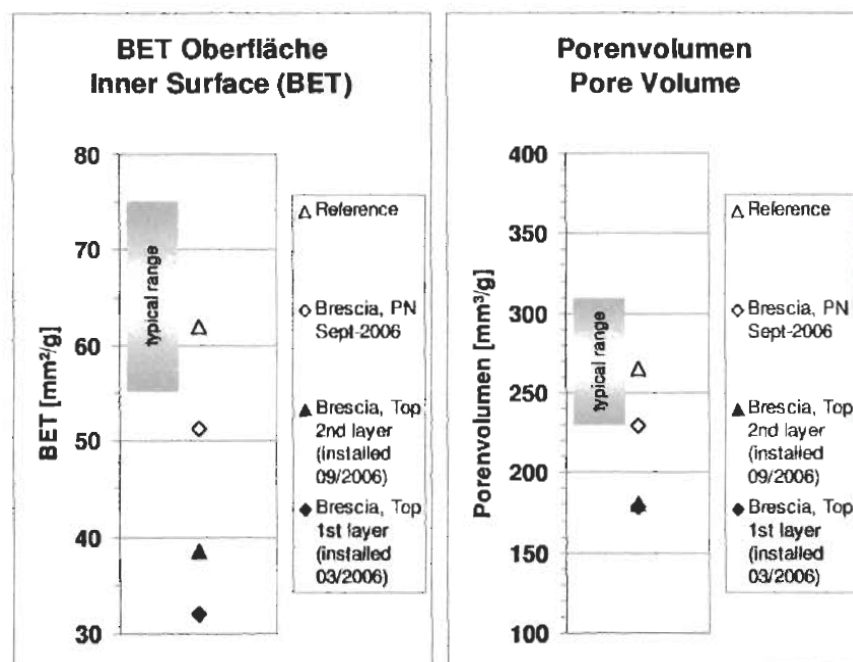


Figura 6.13 Valori della superficie e del volume dei pori in diverse date [3]

Anche il volume dei pori diminuisce nel tempo e dopo 12 mesi (2 ° livello) e 18 mesi (1 ° livello) la diminuzione è circa la stessa. Uno spostamento del raggio medio dei pori a valori inferiori può essere visto con un crescente effetto durante il tempo di funzionamento (vedi figura di sotto).

Ci si può aspettare che la diminuzione osservata per la superficie BET e per il volume dei pori sia causata dalla deposizione di sali.

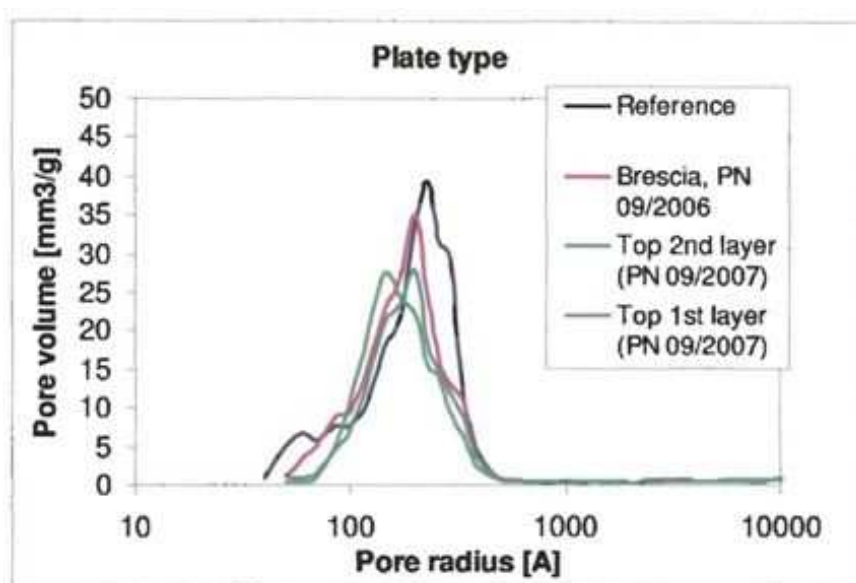


Figura 6.14 Volume dei pori in funzione del raggio degli stessi [3]

### 6.5.7. Parametri chimici

L'analisi microscopica (XRF) del materiale catalitico mostra che dopo 4 mesi di operatività c'è un incremento della concentrazione di solfati, Ca (calcio), K (potassio), Zn (zinco) e Pb (piombo). Dopo 12 e 18 mesi la concentrazione di solfati e potassio aumenta ulteriormente mentre quella delle altre sostanze resta più o meno costante.

Dopo 12 e 18 mesi il catalizzatore è stato analizzato anche attraverso l'EDX (Energy dispersive X-ray analysis) per la misurazione dei depositi

direttamente sulla superficie del catalizzatore. Oltre alla deposizione di Ca, K, Zn, Pb viene osservata anche una rilevante deposizione di Fe. Nel confronto con l'analisi di bulk nell'XRF la maggior parte dei depositi esistenti sono di piombo e in misura minore di ferro. Ci si può aspettare che la relativamente rapida disattivazione del catalizzatore è legata alla deposizione di piombo (e in una certa misura di ferro) sulla superficie.

La deposizione di sali nei pori all'interno del catalizzatore è probabilmente dovuta al potassio che è più mobile e in grado di penetrare all'interno del catalizzatore. Questo si tradurrà in un minor raggio medio dei pori. Il potassio può disattivare il catalizzatore SCR e ci si può attendere che il potassio svolga anch'esso un ruolo importante nella disattivazione.

#### **6.5.8. Attività di test**

Dalle misurazioni effettuate sui catalizzatori dopo 12 e 18 mesi di funzionamento (vedi figura di sotto) si può osservare che i catalizzatori mostrano una disattivazione significativa di circa il 30% in valore di  $k$  (costante cinetica di reazione) dopo 8,000 ore (e circa il 23% di conversione degli  $\text{NO}_x$ ).

Le analisi fisica e chimica mostrano che la disattivazione del catalizzatore di Brescia non è guidata dalla disattivazione termica, ma dalla disattivazione chimica e dall'intasamento dei pori. Il tasso di disattivazione nel tempo decresce all'aumentare delle ore di funzionamento. Tuttavia, ci si può aspettare che la disattivazione andrà avanti, ma ad un tasso inferiore.

Esperienze presso impianti di incenerimento di rifiuti con tecnologia SCR Tail-end mostrano tassi di disattivazione molto minori. Una diminuzione dei valori di  $K$  del 30% si osserva dopo circa 50.000 ore e qualche volta dopo più di 100.000 ore. Ciò significa che la vita del

catalizzatore nelle condizioni dell'High-Dust è (almeno) di circa 5 volte minore che nelle condizioni del Tail-End. Come previsto il costo del catalizzatore sarà maggiore nel caso dell'High-Dust. Tuttavia, tali costi sono normalmente circa di un ordine di grandezza inferiore al costo dell'energia per il re-riscaldamento dei gas di combustione nel caso del Tail-End.

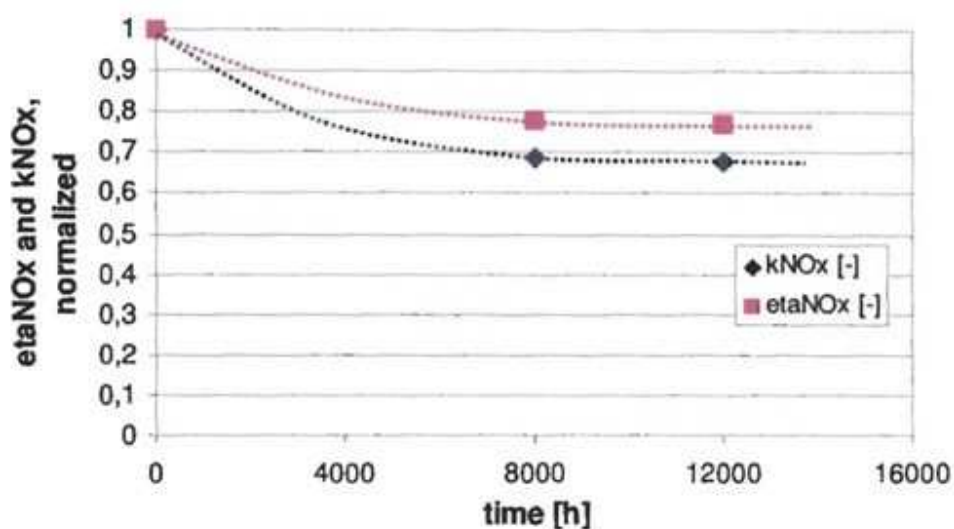


Figura 6.15 Disattivazione del catalizzatore nel tempo [3]

#### 6.5.9. Panoramica di valutazione

L'SCR HD installato a Brescia mostra in generale risultati positivi dimostrando che è efficace nel migliorare la reazione tra ammoniaca ed  $\text{NO}_x$ . Nel caso di Brescia i risultati evidenziano una riduzione di circa il 40% della quantità di ammoniaca iniettata e di circa l'80% dell' $\text{NH}_3$  emessa, mentre l'emissione di  $\text{NO}_x$  è mantenuta allo stesso livello. Questo avviene perché a Brescia l'SCR High-Dust è accoppiato con l'SNCR e il set point per l'emissione di  $\text{NO}_x$  non è stato modificato. Risultati indicativi dopo il cambiamento del primo strato del catalizzatore mostrano che vi è la possibilità di ridurre le emissioni di  $\text{NO}_x$  a livelli più bassi.

La perdita di pressione nei fumi sull'SCR High-Dust mostra essere piccola a confronto con tutte le altre perdite di pressione degli impianti di incenerimento dei rifiuti con SCR tail-end. Anche l'analisi dei consumi del ventilatore di aspirazione fumi conferma questo fatto, dimostrando che l'effetto causato dall'SCR HD è trascurabile rispetto alla caduta di pressione nel filtro a maniche.

D'altra parte la rapida disattivazione del catalizzatore può essere un problema. La composizione del gas di scarico si è mostrata essere molto dannosa per il catalizzatore. Analisi chimiche e fisiche del catalizzatore dopo 4, 12 e 18 mesi di funzionamento hanno indicato una quantità crescente di depositi sulla superficie del catalizzatore, soprattutto di solfato di piombo. Si prevede che l'intasamento dei pori sia una delle principali cause di disattivazione catalizzatore. Anche la deposizione di solfato e di potassio all'interno dei pori del catalizzatore contribuirà alla disattivazione del catalizzatore. Inoltre potrebbe essere chiaramente osservata una certa erosione del catalizzatore dopo 2 anni di funzionamento del processo.

La sostituzione del primo strato del catalizzatore a Brescia ha avuto luogo nel dicembre 2008. La vita utile di questo strato catalizzatore è inferiore a 3 anni di funzionamento, ed è piuttosto breve se confrontata con la vita abituale in convenzionali applicazioni SCR Tail-End (che è di circa 15 anni). Forse, il futuro sviluppo migliorativo dei catalizzatori per applicazioni High-Dust nel WTE porterà ad un'estensione della vita del catalizzatore. Come accennato nel paragrafo precedente, i costi del catalizzatore rimangono relativamente piccoli in confronto ai costi per il riscaldamento dei fumi.

L'installazione dei sistemi High-Dust dovrebbe essere relativamente semplice. Tuttavia un aspetto importante da considerare è lo spazio necessario per l'installazione. Questo deve essere disponibile nella sezione convettiva, dove le temperature dei gas di combustione sono nel range ottimale per le reazioni catalitiche, vale a dire tra i 270-350°C. Per



gli impianti esistenti la mancanza di spazio sufficiente può essere una barriera per questo tipo di applicazioni .

In conclusione, l'SCR HD da un lato offre una riduzione dei costi perché ha un basso impatto sull'efficienza dell'impianto. D'altra parte deve essere presa in considerazione una più frequente sostituzione del catalizzatore che contribuirà a costi aggiuntivi. I risultati presentati qui possono essere la base per una stima economica preliminare per valutare meglio il rapporto costo-efficacia della soluzione High-Dust rispetto alla Tail-end. Tuttavia, guardando i risultati dell'impianto sperimentato, la soluzione High-Dust sembra vantaggiosa. Per i gestori degli impianti WTE che mirano a migliorare la riduzione delle emissioni di NO<sub>x</sub>, insieme con l'efficienza degli impianti è consigliabile valutare questa opzione.

Questo documento potrebbe quindi essere la base per considerare il sistema SCR High-Dust come una tecnologia state-of-the-art e/o "best available technology" (BAT).

Secondo la direttiva 96/61 EC dell'Unione Europea per *"Best Available Technology"* si intende la più efficiente e avanzata fase nello sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti la convenienza pratica di particolari tecnologie per la fornitura in linea di principio delle basi dei valori limite di emissione volti ad evitare oppure, qualora ciò non sia possibile, in generale per ridurre le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso:

- *Best: si intendono le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso;*
- *Available: le tecniche si intendono quelle sviluppate su una scala che ne consenta l'attuazione nel settore industriale, sotto condizioni economicamente e tecnicamente valide, tenendo conto dei costi e dei vantaggi, se le tecniche sono o no utilizzate o*

*prodotte all'interno del Member Stat in questione, purché siano ragionevolmente accessibili agli operatori;*

- *Technology: comprende sia le tecniche impiegate che il modo in cui l'installazione è progettata, costruita, viene mantenuta, opera e viene dismessa.*

Come descritto nel presente documento il sistema SCR High-Dust ha dimostrato la sua efficienza e affidabilità nel funzionamento in continuo nel termo utilizzatore di Brescia ma anche, come visto, nel termo utilizzatore di Wurzburg. Esso, quindi, appartiene a quel gruppo di impianti che sono più efficienti nell'assicurare un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso. Indubbiamente ha dimostrato anche di essere un'"available technology" essendo stata progettata e costruita in modo tale che, in considerazione del costo e dei vantaggi, la sua applicazione fosse fattibile sia sotto il profilo economico che tecnico.

## 7. Conclusioni

In questo lavoro di tesi, dopo una panoramica delle principali misure di riduzione delle emissioni di  $\text{NO}_x$  sia per gli impianti a carbone che per gli inceneritori dei rifiuti, è stato analizzato il caso particolare dell'installazione di un catalizzatore SCR High Dust sulla linea 2 del termoutilizzatore di Brescia. Tale applicazione, innovativa nel settore degli impianti "Waste to Energy" è stata sviluppata all'interno del progetto europeo NextGenBioWaste.

Nel corpo centrale del documento è stata presentata l'installazione sperimentale del sistema SCR High-Dust e sono stati riportati e discussi i risultati ottenuti durante il periodo di prova. Il periodo di sperimentazione è iniziato nel marzo 2006 e attualmente si sta avvicinando alla fase finale che si concluderà nel 2010. Dopo circa 3 anni di funzionamento sono disponibili i dati per una valutazione globale del sistema.

I risultati sono in generale positivi, confermando le aspettative di A2A, proprietaria e gestore dell'impianto. E' stato dimostrato che l'SCR High-Dust migliora la reazione tra ossidi di azoto e ammoniaca, riducendo in tal modo emissioni di  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$ , tale effetto viene ottenuto con un impatto trascurabile sull'efficienza energetica dell'impianto: di fatto una modesta perdita di carico lungo il percorso fumi (trascurabile rispetto a quella introdotta sullo stesso percorso dal filtro a maniche) è la sola sanzione energetica da pagare utilizzando il sistema High-Dust. Altre soluzioni, come ad esempio il sistema SCR Tail-End, necessitando di un riscaldamento dei fumi, presentano impatti maggiori sull'efficienza energetica dell'impianto.

Nel caso di Brescia l'SCR High-Dust è accoppiato con un sistema SNCR per migliorare la velocità di reazione tra ammoniaca ed  $\text{NO}_x$ . L'obiettivo di ridurre il consumo di ammoniaca e l'ammontare di  $\text{NH}_3$ -slip è stato raggiunto, con una riduzione del consumo di ammoniaca di circa un terzo e di un quarto della slip. La perdita di pressione dovuta all'SCR è piccola

e sembra avere un minimo impatto sul consumo di energia del ventilatore di estrazione fumi.

I catalizzatori, che sono stati analizzati dopo 4, 12 e 18 mesi di funzionamento, hanno mostrato un rapido aumento della deposizione di solfato nel tempo, in prevalenza piombo, con conseguente intasamento dei pori. Le ispezioni hanno evidenziato anche una significativa erosione già dopo due anni di attività. L'effetto combinato di disattivazione rapida ed erosione risulta in una breve vita del catalizzatore. A Brescia il primo strato è stato sostituito dopo meno di 3 anni di funzionamento. Rispetto agli impianti SCR Tail-End, la vita utile del catalizzatore è circa 5 volte più breve.

Dal punto di vista dell'efficienza la soluzione High-Dust è risultata sicuramente vantaggiosa. D'altra parte tutti i vantaggi economici connessi alla migliore efficienza dell'impianto devono essere confrontati con costi aggiuntivi derivanti dalla più frequente necessità di sostituzione del catalizzatore. Al momento di stesura di questo ulteriori analisi sono in corso per meglio valutare, sulla base degli ulteriori risultati di esercizio dell'impianto, il rapporto costi/benefici connesso alla soluzione SCR High Dust.

Ulteriori test sono raccomandati anche al fine di valutare le prestazioni dell'SCR High-Dust nel caso di una diversa configurazione, diversa da quella testata a Brescia. Il numero di strati del catalizzatore, il punto di iniezione dell'ammoniaca e il tipo di catalizzatore sono aspetti che possono essere ottimizzati per migliorare le prestazioni del sistema High-Dust.

In generale, e fino ad ora, l'esperienza operativa dell'SCR High-Dust non ha evidenziato gravi e inaspettati problemi o particolari barriere. E' importante ricordare che adattare un impianto Waste to Energy già esistente con l'installazione di un SCR High-Dust è possibile solo se lo spazio disponibile nell'isola caldaia è sufficiente.

## **Bibliografia**

- [1] Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants, July 2006.
- [2] Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques for Waste Inceneration, August 2006.
- [3] Guido Magneschi, Mario Nenci, Demonstrative full-scale High-Dust SCR in Brescia WTE, 2009.
- [4] Analysis of High-Dust catalysts used in Brescia. Argillon GmbH, April 2007.
- [5] A. Bonomo, Industrial installation and testing of an innovative catalyst system for NO<sub>x</sub> removal in WtE units (WTERT presentation). 2006, New York.
- [6] Leslie L. Sloss et al., 1992. Nitrogen oxides control technology fact book, Park Ridge (NJ), Noyes Data Corporation. ISBN 0815512945
- [7] ASM, A full-scale SCR High-Dust system, for NO<sub>x</sub> reduction in a WTE boiler, D 2.6.1, WP 2.6 Boiler Optimization-Demostration, February 2008.
- [8] Bernd von der Heide (Mehldau & Steinfath GmbH). Best Available Technology for NO<sub>x</sub> Reduction in Waste To Energy Plants. PowerGen conference, Milan, 2008.
- [9] Ferdinand Kleppmann, Dr. Werner Grüttner, Bogdan Dima, “Hot DeNO<sub>x</sub>” (catalytic nitrogen removal) in the Würzburg waste-to-energy power station (WTEPS), March 2007.
- [10] Alvaro A. Linero, Ulrich Leibacher, Clemente Bellin, High Dust SCR Succeeds at Cementeria di Monselice.
- [11] A. Bonomo, I termovalorizzatori di Brescia e Bergamo, 2007



## APPENDICE A: grafici a risoluzione superiore

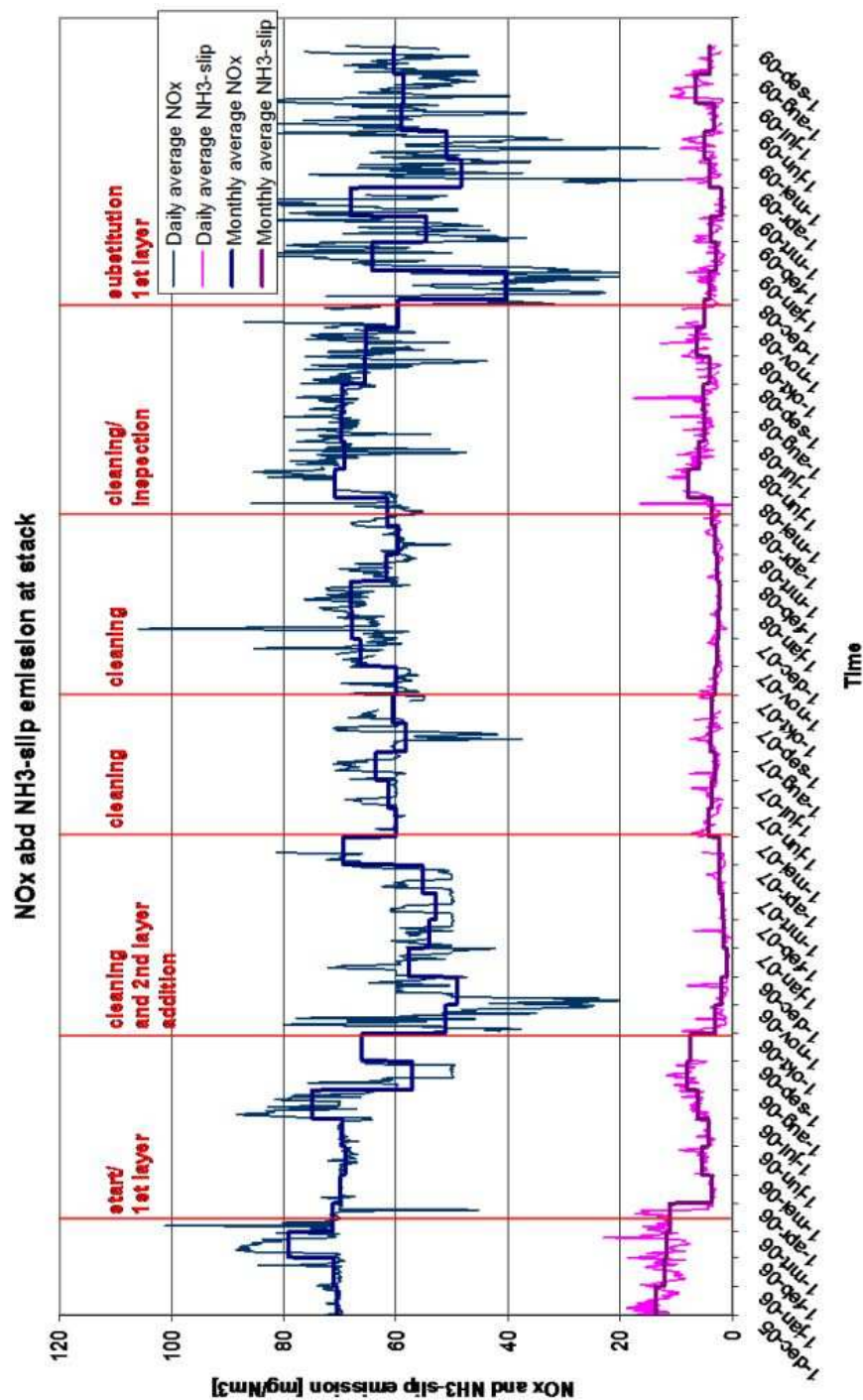


Figura A.1 Andamento delle medie giornaliere e mensili delle emissioni di NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub> sulla linea 2 nel periodo 1 Dicembre 2005 – 30 Settembre 2009 [3]

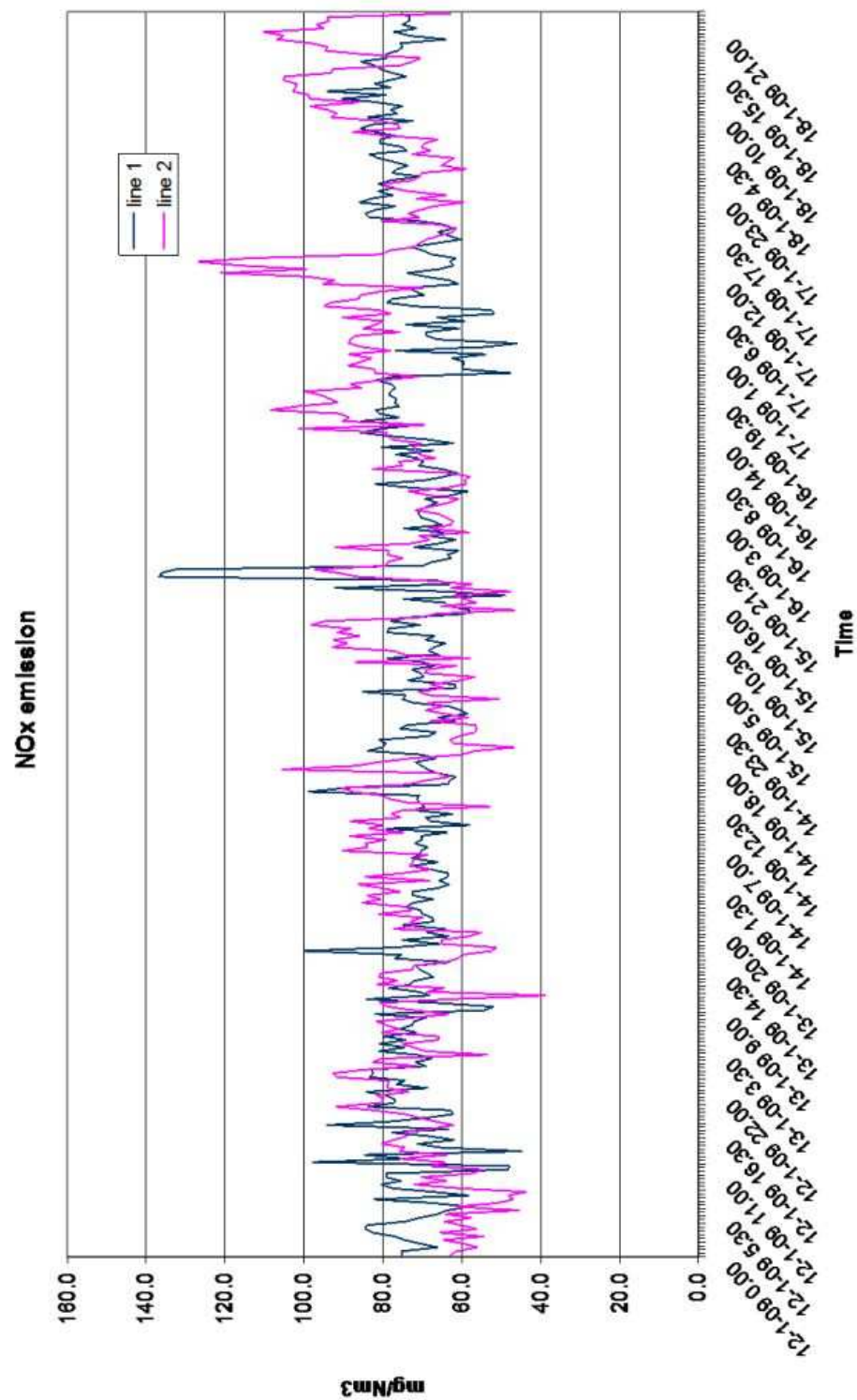


Figura A.2 Andamento delle emissioni di NO<sub>x</sub> per le linee 1 e 2 dal 12 al 18 Gennaio 2009 (valori medi per ogni mezz'ora) [3]



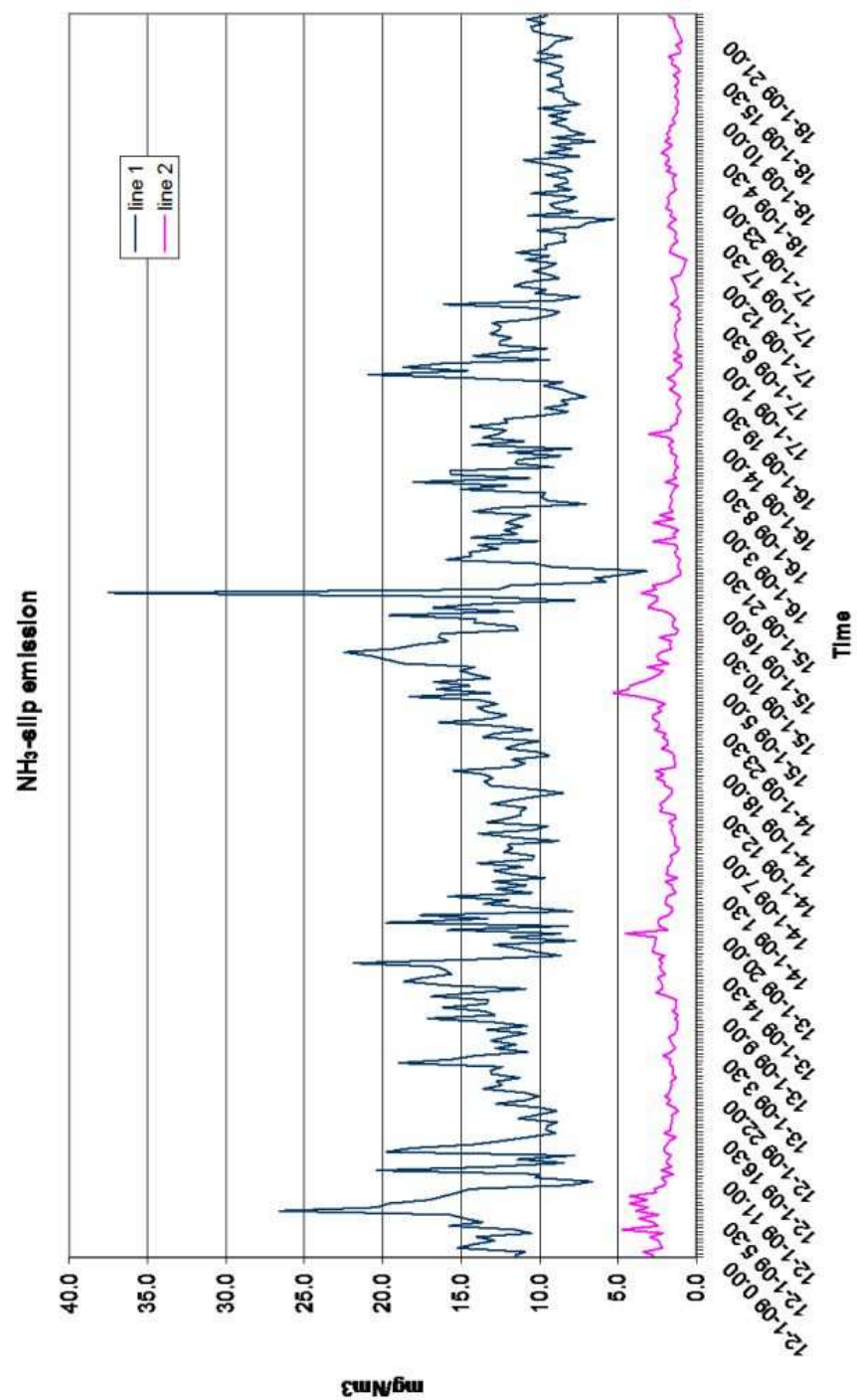


Figura A.3 Andamento delle emissioni di NH<sub>3</sub> per le linee 1 e 2 dal 12 al 18 Gennaio 2009 (valori medi per ogni mezz'ora) [3]

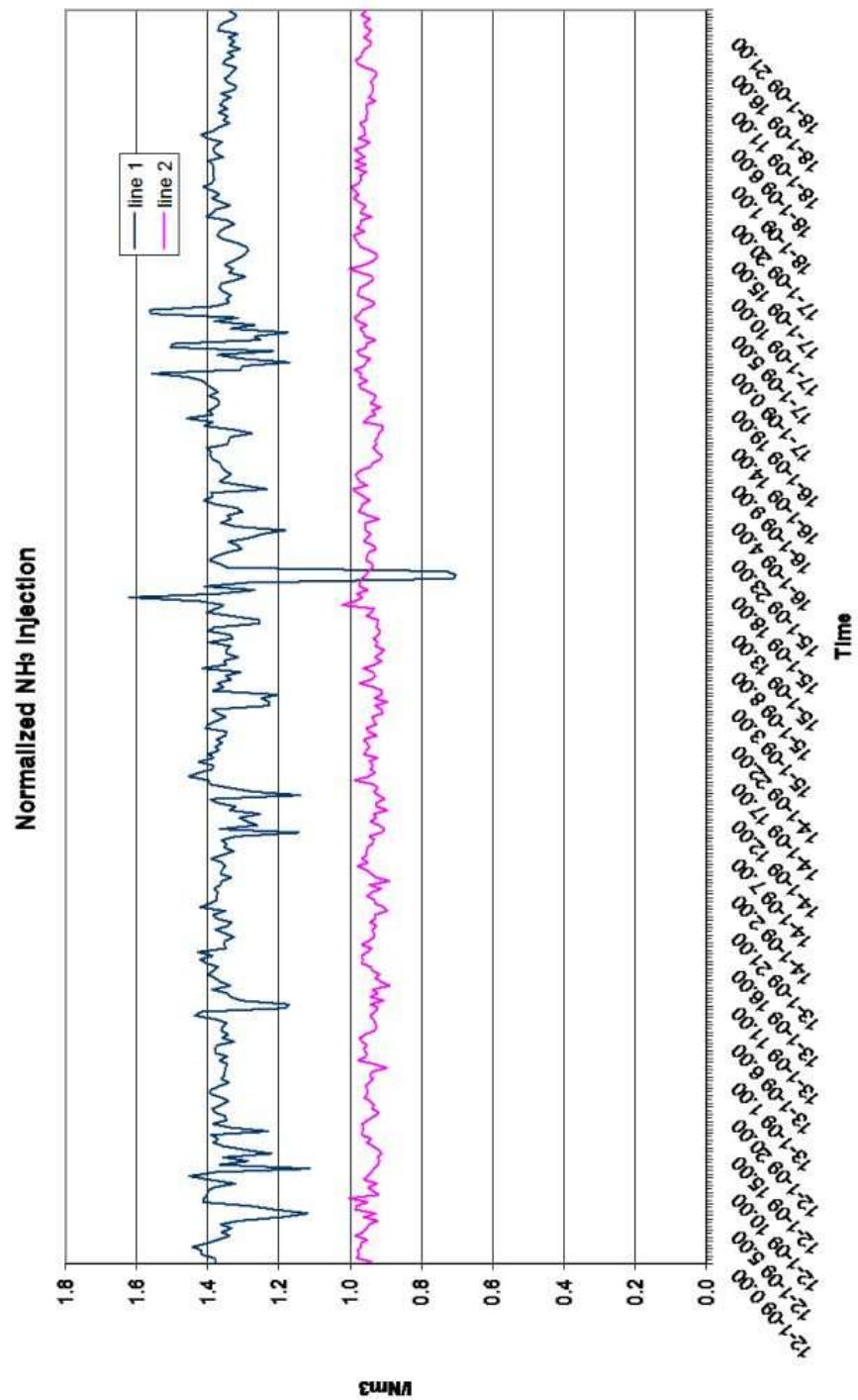


Figura A.4 Valori di ammoniaca iniettata per le linee 1 e 2 dal 12 al 18 Gennaio 2009 (valori medi per ogni mezz'ora) [3]

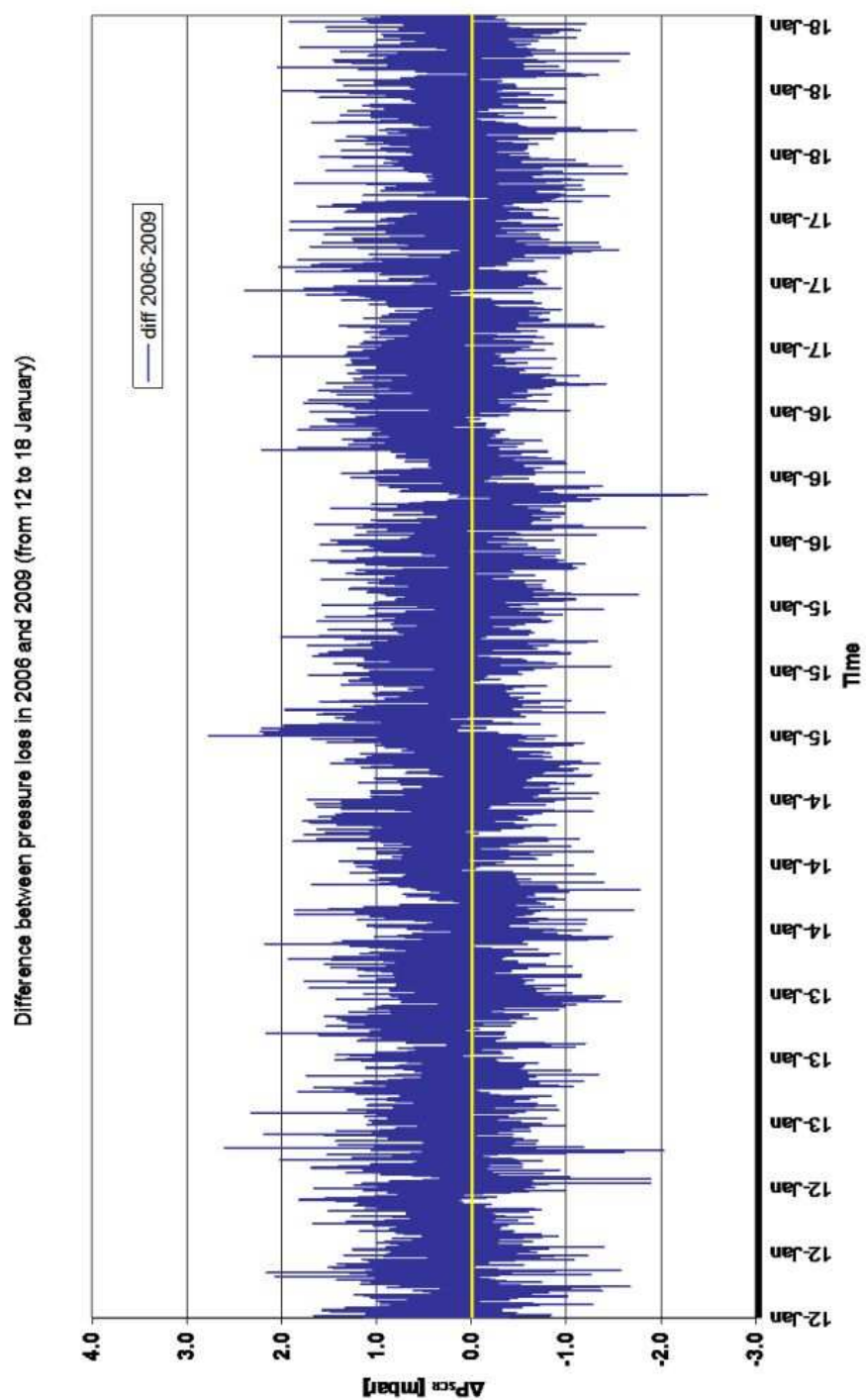


Figura A.5 Differenze tra i  $\Delta P$  misurati sulla stessa sezione della caldaia nel 2006 e nel 2009 (il periodo va dal 12 al 18 Gennaio) [3]

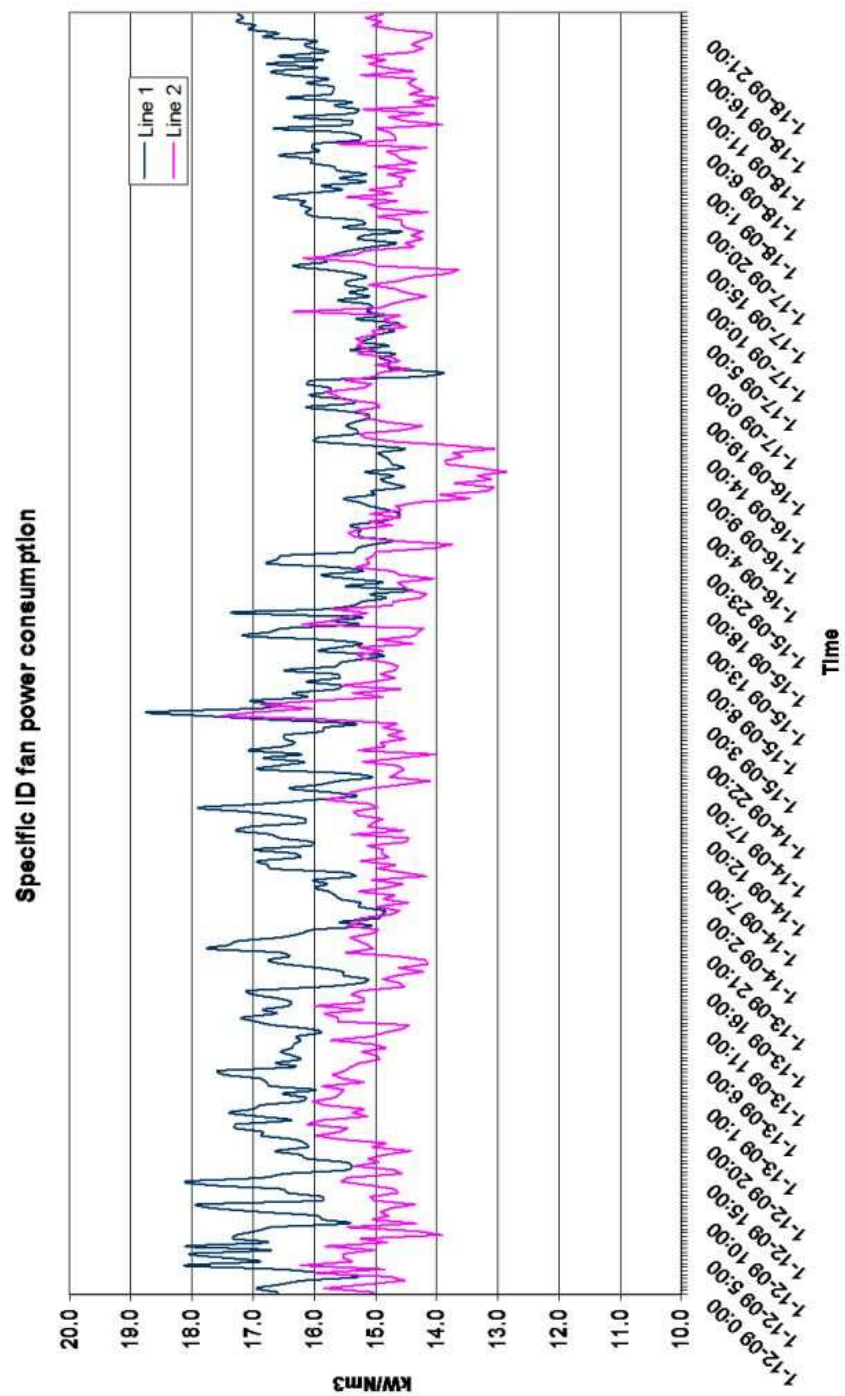


Figura A.6 Consumo di potenza specifica dei ventilatori di aspirazione fumi per le linee 1 e 2 (valori medi per ogni mezz'ora) [3]

## **APPENDICE B: immagini dell'SCR HD di Brescia**



**Figura B.1 Spazio lasciato libero in previsione dell'installazione dell'SCR [3]**





**Figura B.2 Carrello per l'estrazione veloce del materiale catalitico [3]**



**Figura B.3 Grata di supporto al materiale catalitico all'interno dei carrelli [3]**



**Figura B.4 Alcuni blocchi di materiale catalitico a lamelle pronti per essere installati [3]**



**Figura B.5 Esempio di carrello inserito nel condotto [3]**





## APPENDICE C: valutazioni economiche sull'SCR

Sulla base delle informazioni e dei prezzi di mercato degli ultimi anni, i costi di investimento di un'unità SCR possono essere stimati con la seguente formula:

*Costo di investimento (I.C.) per un'unità SCR trattante un volume di fumi di x milioni di m<sup>3</sup>/h:*

$$I.C. = (x \text{ milioni di m}^3 \text{ di fumi} / 1 \text{ milione di m}^3)^{0.7} * 15 \text{ milioni di Euro}$$

Sono inclusi i costi di installazione e per il controllo elettronico. Sono esclusi, invece, i costi dei catalizzatori che sono stati stimati essere di circa 15000 Euro/ m<sup>3</sup>. I principali fattori di costo tra quelli di investimento e quelli di manutenzione sono i costi per lo spostamento del catalizzatore, per l'agente di riduzione (soluzione acquosa di ammoniaca) e per l'energia elettrica. Sono inclusi infine i costi di investimento per l'intero canale dei fumi.

Parameter	Unit	Flue-gas volume (Nm <sup>3</sup> /h)		
		200000	500000	1000000
NO <sub>x</sub> -concentration to be reduced	g/Nm <sup>3</sup>		0.25 – 0.4	0.25 – 0.4
Operating hours	h/yr	5000	5000	5000
Reduced load	t/yr	250 – 400	625 – 1000	1250 – 2000
Investment costs	EUR million	4.86	9.23	15.0
Yearly repayment <sup>1</sup>	EUR million/yr	0.50	0.95	1.54
Operating costs (including costs for electr. energy, catalysts, reducing agents, maintenance, and wear and tear)	EUR million/yr	0.25 – 0.29	0.60 – 0.69	1.17 – 1.34
Yearly costs	EUR million/yr	0.75 – 0.79	1.56 – 1.64	2.72 – 2.88
Yearly specific costs	EUR/t NO <sub>x</sub>	1968 – 3016	1638 – 2488	1442 – 2175

Note 1: basis 15 years with a 6% interest rate

**Tabella C.1 Costi per unità SCR al variare della capacità**

Nella tabella di sopra sono stimati i costi per un'unità SCR che tratta un volume di fumi di 200000 m<sup>3</sup>/h, 500000 m<sup>3</sup>/h e 1000000 m<sup>3</sup>/h con una concentrazione di gas grezzi di 500 mg/Nm<sup>3</sup> (raggiunto attraverso misure primarie) e 350 mg/Nm<sup>3</sup> (ottenuto dopo misure primarie e sistema

SNCR). La concentrazione di gas puliti in entrambi i casi è assunto di  $100 \text{ mg/Nm}^3$ .

Con i dispositivi tail-end, i fumi potrebbero dover essere riscaldati prima dello stoccaggio. Questo potrebbe richiedere più del 2% della capacità elettrica dell'impianto. Nelle applicazioni in cui non è necessario un riscaldamento aggiuntivo dei fumi i costi di gestione sono principalmente dovuti al costo del reagente.

Il costo capitale per lavori di adeguamento per la rimozione di  $\text{NO}_x$  tra il 60 e il 90% vanno tra 50 Euro/kW e 100 Euro/kW, dove l'estremo superiore si riferisce ad impianti di piccole dimensioni e l'estremo inferiore ad impianti di grandi dimensioni. I fattori principali che contribuiscono ai costi di adeguamento per sistemi SCR su impianti a carbone con livello di emissioni di  $\text{NO}_x$  pari a  $185 \text{ mg/Nm}^3$ , sono le concentrazioni di  $\text{NO}_x$  in ingresso e i vari bisogni costruttivi associati con il livello di difficoltà di adeguamento. Per esempio, un incremento della concentrazione degli  $\text{NO}_x$  in ingresso da  $615 \text{ mg/Nm}^3$  a  $1230 \text{ mg/Nm}^3$  porta ad un incremento del costo capitale dell'SCR del 50%. Così come se la dimensione di un'unità viene ridotta dai 1000  $\text{MW}_e$  ai 200  $\text{MW}_e$ , il costo capitale iniziale per l'SCR può ridursi più del 30%. L'insieme degli adeguamenti e il lavoro di studio per poterli apportare può arrivare ad un impatto sui costi dal 20 al 35%. I costi di gestione per l'agente di riduzione sono approssimativamente di 75 Euro per tonnellata di  $\text{NO}_x$  per l'ammoniaca anidra oppure di 125 Euro per tonnellata di  $\text{NO}_x$  per la soluzione al 40% di urea. Ad esempio i costi totali, di investimento e di gestione, per la riduzione degli  $\text{NO}_x$  in una centrale elettrica di 800 MW con SCR si aggirano tra i 1500 e i 2500 Euro per tonnellata di  $\text{NO}_x$  ridotta.

Il prezzo di catalizzatori SCR rigenerati è maggiore per più del 50% al prezzo dei nuovi catalizzatori.